

CRISTINA RINCON TAMANINI

**RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS COM A UTILIZAÇÃO DE  
BIOSSÓLIDO E GRAMÍNEA FORRAGEIRA**

CURITIBA  
2004

CRISTINA RINCON TAMANINI

**RECUPERAÇÃO ÁREAS DEGRADADAS COM A UTILIZAÇÃO DE  
BIOSSÓLIDO E GRAMÍNEA FORRAGEIRA**

Dissertação apresentada como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Agronomia área de Concentração “Ciência do Solo”, do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Dr. **Cleverson V. Andreoli**

Co-orientador: Dr. **Antônio Carlos V. Motta**

CURITIBA  
2004

“O bem que hoje fazemos,  
é uma garantia de felicidade futura,  
embora nunca possamos dizer  
quando ou de que forma essa  
felicidade virá às nossas mãos.”

David Dunn

## DEDICATÓRIA

*A todos aqueles que acreditaram em  
mim e ajudaram a transformar meus  
sonhos em realidade.*

## AGRADECIMENTOS

### Agradeço

Aos meus pais Eduardo Rincón Lopez e Madalena Tamanini pela compreensão, ensinamentos, educação, recurso, todo o apoio, carinho e amor;

Às minhas irmãs Luciana e Paloma pela compreensão e amizade em todos os momentos da minha vida. Amo vocês;

Ao Professor Dr. Cleverson Andreoli pela orientação, dedicação, respeito, compreensão, tolerância, paciência, confiança, valiosas contribuições e pela oportunidade de trabalhar junto ao grupo de Coordenação do Programa de Reciclagem Agrícola do Lodo de Esgoto;

Ao meu co-orientador Professor Dr. Antônio Carlos Vargas Motta pela orientação, imensa colaboração, dedicação, valiosas contribuições, ensinamentos, confiança, paciência e pela generosidade por dividir seu conhecimento;

Ao curso de Pós-graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal do Paraná pela oportunidade e contribuição à formação científica e pessoal;

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, CNPq, pela bolsa de estudo concedida;

À Companhia de Saneamento do Paraná, SANEPAR, pelo apoio tornando este trabalho possível;

À Empresa Brasileira de Infra-Estrutura Aeroportuária, INFRAERO, por ter cedido a área experimental e pelo apoio a pesquisa;

A EMATER PR e ao Engº Agrônomo Benno H. W. Doetzer, como colega e pela colaboração em todas as fases da pesquisa;

Aos professores do Departamento de Solos e Engenharia Rural da Universidade Federal do Paraná pelos valiosos ensinamentos desde a minha graduação; em especial às professoras Beatriz Monte Serrat e Nerilde Favaretto.

Em especial, ao Sr. João Bortoloso pelo grande apoio, ajuda e colaboração nas atividades de campo e experiência prática;

Aos funcionários e laboratoristas, Nara, Cleusa e especialmente a Maria e o Reginaldo, do Departamento de Solos e Engenharia Rural e do Departamento de Zootecnia da Universidade Federal do Paraná pela colaboração;

Aos amigos do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB) e da Assessoria de Pesquisa e Desenvolvimento (APD/DMA/SANEPAR) Charles Carneiro, Cinthya Hoppen, Mari Lora, Milene França, Constance Pinheiro, Regina Mazzaron, Paulo Neves, Bárbara Zanicotti, Eduardo Pegorini, Elaine e Nayana pela amizade, incentivo e contribuições;

Aos colegas e amigos que de alguma forma colaboraram com este trabalho Andréia Ferreira, Marceli Hikishima, Silvana, Otto, Déa, Marlene, Margareth, Nielsen, Ary, Bonacin, Lílian e Péricles;

A turma 2003 da pós-graduação em Ciência do Solo da UFPR pelo prazeroso convívio durante o curso e pelo compartilhamento do conhecimento;

A mi abuela Petra Lopez pela luta, exemplo de vida e imensa bondade distribuída durante os anos que estive entre nós;

A todos os meus amigos, próximos ou distantes, pela amizade que sempre dedicaram a mim nos momentos em que precisei.

Também agradeço àqueles que de alguma forma contribuíram com este trabalho e que não estão citados aqui.

## SUMÁRIO

<b>LISTA DE TABELAS</b>	<b>ix</b>
<b>LISTA DE FIGURAS</b>	<b>xi</b>
<b>RESUMO</b>	<b>xiv</b>
<b>ABSTRACT</b>	<b>xv</b>
<b>1 INTRODUÇÃO</b>	<b>1</b>
<b>2 OBJETIVOS</b>	<b>4</b>
2.1 OBJETIVO GERAL	4
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
<b>3 REVISÃO DE BIBLIOGRAFIA</b>	<b>5</b>
3.1 ÁREAS DEGRADADAS	5
3.2 RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS	7
3.3 FATORES RELACIONADOS AO BIOSSÓLIDO	9
3.3.1 Características Químicas do Biossólido	10
3.3.1.1 Metais pesados	10
3.3.1.2 Nutrientes	12
3.3.2 Características Físicas e Microbiológicas do Lodo de Esgoto	14
3.4 FATORES RELACIONADOS AO SOLO	15
3.4.1 Acidez e Calagem	17
3.4.2 Carbono e Matéria Orgânica	17
3.4.3 Nutrientes no Solo	20
3.4.3.1 Macronutrientes	21
3.4.3.2 Metais pesados e micronutrientes	27
3.5 RISCOS ASSOCIADOS À UTILIZAÇÃO DE BIOSSÓLIDO	37
3.6 PLANTAS	38
3.6.1 Nutrientes Essenciais para as Plantas	40
3.6.2 Disponibilidade de Metais Pesados para as Plantas	41
3.6.3 Milheto	42
3.7 ALTERNATIVAS DE DISPOSIÇÃO FINAL DE BIOSSÓLIDOS	43
3.7.1 Uso do Biossólido em Áreas Degradadas	44
3.8 LEGISLAÇÃO PERTINENTE À UTILIZAÇÃO DO LODO DE ESGOTO	46
3.8.1 Normatização Brasileira	46
3.8.2 Instrução Normativa para a Reciclagem Agrícola de Biossólidos da SANEPAR	47
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS</b>	<b>48</b>
4.1 ÁREA EXPERIMENTAL	48
4.1.1 Localização e Caracterização da Área	48
4.1.2 Delineamento Experimental e Tratamentos	49
4.2 CONDUÇÃO DO EXPERIMENTO	51
4.2.1 Demarcação e Preparo do Solo	51
4.2.2 Calagem e Adubação Mineral	52
4.2.3 Aplicação e Incorporação do Biossólido	53

4.2.4	Plantio da Forrageira	54
4.3	BIOSSÓLIDO	56
4.3.1	Produção, Processamento e Disposição Final de Lodo de Esgoto	56
4.3.2	Caracterização do Biossólido Aplicado na Área Experimental	56
4.3.3	Avaliação da Qualidade do Biossólido Aplicado na Área Experimental	56
4.4	SOLO	57
4.4.1	Caracterização do Solo da Área Experimental	57
4.4.2	Avaliações Realizadas no Solo da Área Experimental	58
4.5	FORRAGEIRA	60
4.5.1	Caracterização da Espécie Vegetal Utilizada na Área	60
4.5.2	Avaliações Realizadas na Espécie Vegetal Utilizada	60
4.6	AVALIAÇÕES ESTATÍSTICAS EFETUADAS	61
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	<b>62</b>
5.1	QUALIDADE DO BIODSÓLIDO	62
5.1.1	Metais Pesados	62
5.1.2	Fertilidade	64
5.1.3	Sanidade	67
5.2	SOLO	68
5.2.1	Parâmetros Relacionados aos Metais Pesados	68
5.2.1.1	Zinco	75
5.2.1.2	Titânio	77
5.2.2	Parâmetros Relacionados à Fertilidade do Solo	78
5.2.2.1	Carbono e matéria orgânica	79
5.2.2.2	Fósforo	81
5.2.2.3	Potássio	83
5.2.2.4	Cálcio	87
5.2.2.5	Magnésio	89
5.2.2.6	Sódio	92
5.2.2.7	pH em CaCl <sub>2</sub> 0,01M e alumínio	94
5.2.2.8	Saturação por Bases	96
5.3	PLANTA	97
5.3.1	Concentração de Macronutrientes na Parte Aérea do Milheto	102
5.3.2	Concentração de Micronutrientes na Parte Aérea do Milheto	108
5.3.3	Concentração de Metais Pesados na Parte Aérea do Milheto	112
<b>6</b>	<b>CONCLUSÃO GERAL</b>	<b>114</b>
<b>7</b>	<b>CONSIDERAÇÕES GERAIS E RECOMENDAÇÕES</b>	<b>116</b>
<b>8</b>	<b>REFERÊNCIAS</b>	<b>118</b>
	<b>ANEXO 1 – Dados Climáticos</b>	<b>134</b>
	<b>ANEXO 2 – Análises Químicas Efetuadas</b>	<b>136</b>
	<b>ANEXO 3 – Análise Estatística Efetuada</b>	<b>155</b>



## LISTA DE TABELAS

Tabela 01: Concentrações de metais pesados ( $\text{mg.kg}^{-1}$ em matéria seca) em esterco, lodos de ETE's brasileiras e restrições de uso.	12
Tabela 02: Teores médios de nutrientes e carbono em diversos bio sólidos utilizados em experimentos (matéria seca).	13
Tabela 03: Conteúdo médio (em $\text{mg.kg}^{-1}$ ) dos elementos minerais e não minerais no solo.	15
Tabela 04: Concentrações médias de alguns metais pesados no ambiente e em resíduos	28
Tabela 05: Principais elementos encontrados na parte aérea do milho (folhas, colmo, espigas e grãos).	40
Tabela 06: Níveis de tolerância de metais pesados sugeridos em produtos agrícolas.	42
Tabela 07: Teores de alguns elementos químicos encontrados no bio sólido aplicado na área degradada.	62
Tabela 08: Quantidade incorporada de metais pesados através da aplicação de altas doses de bio sólido em área degradada.	64
Tabela 09: Parâmetros de fertilidade do bio sólido aplicado na área degradada.	64
Tabela 10: Quantidade de nutrientes e matéria orgânica adicionada ao solo através de altas doses de bio sólido, calcário e adubo mineral na área degradada.	65
Tabela 11: Teores médios relacionados a fertilidade encontrados na área degradada.	68
Tabela 12: Teores médios totais de metais pesados encontrados na área degradada antes da aplicação de altas doses de bio sólido.	68
Tabela 13: Teores totais médios de metais pesados encontrados na área degradada após aplicação de altas doses de bio sólido e cultivo de milho.	69
Tabela 14: Quantidade de metais pesados no solo da área degradada após aplicação de altas doses de bio sólido e cultivo do milho.	71

Tabela 15: Nível médio do solo após aplicação de biossólido e níveis de orientação para metais pesados presentes no solo.	72
Tabela 16: Teores médios encontrados na área degradada após aplicação de altas doses de biossólido e cultivo do milho.	75
Tabela 17: Teores médios relacionados a fertilidade do solo da área degradada após aplicação de altas doses de biossólido e cultivo de milho.	79
Tabela 18: Teores médios de fósforo encontrados na área degradada após aplicação de altas doses de biossólido e cultivo de milho.	81
Tabela 19: Teores médios de potássio no solo encontrados na área degradada após aplicação de altas doses de biossólido e cultivo de milho.	84
Tabela 20: Teores médios de cálcio no solo encontrados na área degradada após aplicação de altas doses de biossólido e cultivo de milho.	87
Tabela 21: teores médios de magnésio no solo encontrados na área degradada após aplicação de altas doses de biossólido e cultivo de milho.	90
Tabela 22: Média calculada dos macronutrientes essenciais referentes a área degradada após aplicação de elevadas doses de biossólido.	103
Tabela 23: Média calculada dos macronutrientes essenciais e Na referentes a área degradada após aplicação de elevadas doses de biossólido.	103
Tabela 24: Média calculada dos micronutrientes referentes a área degradada após aplicação de elevadas doses de biossólido.	109
Tabela 25: Média da composição química do material vegetal (milho) cultivado na área degradada após aplicação de elevadas doses de biossólido.	112

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 01: Área degradada situada no aeroporto internacional de Curitiba antes da aplicação de elevadas doses de biossólido. setembro de 2002. 49
- Figura 02: Esquema da disposição das unidades experimentais. Aeroporto Internacional de Curitiba, São José dos Pinhais, PR. 50
- Figura 03: Preparo do solo com subsolagem e gradagem antes da aplicação de biossólido. Aerop. intern. de Curitiba. nov/dez de 2002. 51
- Figura 04: Aplicação manual de calcário em área degradada e posterior incorporação em janeiro/2003. Aeroporto intern. de Curitiba. 52
- Figura 05: Carregamento do biossólido no equipamento de distribuição e aplicação na parcela experimental. Aeroporto internacional de Curitiba. 53
- Figura 06: Detalhe da aplicação do biossólido e parcela com o biossólido distribuído antes de sua incorporação; janeiro de 2003. Aeroporto internacional de Curitiba. 54
- Figura 07: Detalhe da grade na incorporação do biossólido e área após aplicação. Janeiro de 2003. Aeroporto internacional de Curitiba. 54
- Figura 08: Desenvolvimento do milho. Plantas com 10, 39, 55 e 68 dias após plantio (detalhe aos 55 dias). Aeroporto internacional de Curitiba. 55
- Figura 09: Teor de metais pesados ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ) presentes no biossólido aplicado em comparação com o sugerido pela IN-IAP e CFR part 503 (EPA, 1997). janeiro de 2003. 63
- Figura 10: Níveis de Hg, Cd, Cu, Cr, Ni E Pb no solo em processo de recuperação situado no aeroporto internacional de Curitiba após aplicação de elevadas doses de biossólido e do cultivo de milho. 74
- Figura 11: Níveis de Zn no solo em processo de recuperação após aplicação de elevadas doses de biossólido e do cultivo de milho. 76
- Figura 12: Níveis de Ti no solo em processo de recuperação após aplicação de elevadas doses de biossólido e do cultivo de milho. 78

Figura 13: Níveis de C no solo em processo de recuperação após aplicação de elevadas doses de biossólido e do cultivo de milho.	79
Figura 14: Níveis de P no solo em processo de recuperação após aplicação de elevadas doses de biossólido e do cultivo de milho.	82
Figura 15: Níveis de K, K <sup>+</sup> (Mehlich) e K <sup>+</sup> (acetato de amônio) no solo em processo de recuperação após aplicação de elevadas doses de biossólido e do cultivo de milho.	86
Figura 16: Níveis de Ca total e trocável no solo em processo de recuperação após aplicação de elevadas doses de biossólido e do cultivo de milho.	88
Figura 17: Níveis de Mg <sup>+2</sup> e Ca <sup>+2</sup> + Mg <sup>+2</sup> no solo em processo de recuperação após aplicação de elevadas doses de biossólido e do cultivo de milho.	91
Figura 18: Níveis de Na <sup>+</sup> no solo em processo de recuperação após aplicação de elevadas doses de biossólido e do cultivo de milho.	93
Figura 19: Níveis de pH CaCl <sub>2</sub> 0,01M e Al <sup>+3</sup> no solo em processo de recuperação após aplicação de elevadas doses de biossólido e do cultivo de milho.	94
Figura 21: Níveis de saturação por bases no solo em processo de recuperação após aplicação de elevadas doses de biossólido e do cultivo de milho.	96
Figura 21: Área antes das atividades. Cultivo do milho. Presença da matéria seca em cobertura. 1 ano após a aplicação de altas doses de biossólido, em pousio com vegetação espontânea.	97
Figura 22: Desenvolvimento inicial do milho, ao lado, detalhe da testemunha e da adubação mineral e início da emissão da inflorescência em área degradada com aplicação de altas doses de biossólido.	99
Figura 23: Produção de matéria seca de milho no solo em processo de recuperação após aplicação de elevadas doses de biossólido.	100
Figura 24: Extração média pela parte aérea de N, P, K, Ca e Mg pelo milho cultivado sobre altas doses de biossólido empregadas na recuperação de área degradada de acordo com sua produção de matéria seca.	104

Figura 25: Extração média pela parte aérea de Cu e Zn pelo milho cultivado sobre altas doses de biossólido empregadas na recuperação de área degradada de acordo com sua produção de matéria seca.

109

## RESUMO

O lodo de esgoto é um material de grande importância para a sociedade atual devido suas características químico-físicas e biológicas. Quando aplicado indevidamente no solo pode causar poluição. Contudo tem um grande potencial como condicionador do solo, principalmente na recuperação de área degradada. O objetivo desse trabalho foi avaliar a eficiência do uso de altas doses de bio sólido (0, 60, 120, 240 Mg.ha<sup>-1</sup>) na recuperação imediata de um área de empréstimo. O experimento foi instalado no aeroporto internacional de Curitiba. Teve como estudo um substrato com elevada acidez e poder tampão. O bio sólido foi proveniente da ETE-Belém (estação de tratamento de esgotos), obtido por tratamento aeróbio de aeração prolongada e caleado com 10 a 20% de cal, o qual apresentou baixos níveis de metais pesados. Foi aplicado e incorporado ao substrato, onde posteriormente foi cultivado milho (*Pennisetum americanum*). Também se utilizou um tratamento adicional onde se aplicou corretivo e adubo mineral suficiente para necessidade da cultura. A produtividade, nutrição da forrageira de verão e características químicas do solo (conteúdo de metais pesados e parâmetros relacionados à fertilidade do solo) foram utilizados como indicadores da recuperação da área. A aplicação de bio sólido atuou como corretivo da acidez do solo e elevação da saturação por base. O teor de matéria orgânica e P disponível foi diretamente proporcional a dose aplicada, passando de 21 para 43,5 g.dm<sup>-3</sup> e 4,4 para 156 mg.dm<sup>-3</sup>, na testemunha e maior dose, respectivamente. O K trocável apresentou redução não significativa com a aplicação de bio sólido. Provavelmente pela alta capacidade de fixação de K pelo substrato. Dos metais pesados analisados, o Zn total no solo foi o único que apresentou aumento significativo. Porém se manteve abaixo dos teores propostos pela IN-IAP, legislação esta bastante restritiva. Grande aumento na produção de milho foi constatado. Houve acréscimos de 2, 12, 11 e 11 vezes na produção de matéria seca com uso de adubação mineral e aplicação de 60, 120 e 240 Mg.ha<sup>-1</sup> (base seca) bio sólido, respectivamente. Com exceção do P, não foi observada grande variação no teor foliar (K, Ca, Mg, Na, Cu, Fe), contudo, as quantidades extraídas pela planta aumentaram.

**Palavras-chave:** bio sólido, lodo de esgoto, recuperação de área degradada, metais pesados, fertilidade do solo, extração de nutrientes, milho.

## ABSTRACT

Nowadays, the sewage sludge is a material of great importance for society due to its chemical, physical and biological characteristics. When applied inadequately onto the soil, it can cause pollution. However, it has a big potential as a soil conditioner, mainly in the recuperation of degraded areas. The aim of this work was to evaluate the efficiency of the use of high doses of biossolid (0, 60, 120, 240Mg.ha<sup>-1</sup>) in the immediate recuperation of an area borrowed for the study. The experiment was based at the International Airport of Curitiba, having a substrate with high acidity and buffering power the object of study. The biossolid came from ETE – Belém (station of sewerage treatment), obtained by aerobic treatment using prolonged aeration, and stabilised with 10 to 20% of lime, which presented low levels of heavy metals. This biossolid was applied and incorporated onto the substrate, and millet (*Pennisetum americanum*) was cultivated afterwards. Another treatment was then used, where corrective and sufficient mineral fertilizer for the needs of the culture was applied. The productivity, nutrition of the summer forage crop and the chemical characteristics of the soil (contents of heavy\_metals and parameters related to the fertility of the soil) were used as indicators of the recuperation of the area. The application of biossolids acted as a corrective of the soil acidity and increased the base saturation. The content of organic matter and available P was directly proportional to the applied doses, going from 21 to 43,4g.dm<sup>-3</sup> and from 4,4 to 156mg.dm<sup>-3</sup>, in the control and higher doses used, respectively. The exchangeable K did not present significative variations with the application of the biossolid, probably due to the high capacity of fixation of K by the substrate. From the heavy metals analysis, the total Zn in the soil was the only one that presented an expressive increase, although it was maintained below the content proposed by IN-IAP, being rather restrictive legislation. It was observed that a big increase in the millet production, with increments of 2, 12, 11 and 11 times, in the production of dry matter, with the use of mineral fertilization and application of 60, 120 and 240Mg.ha<sup>-1</sup> (dry base) biossolid, respectively. With the exception of P, a big variation in the foliar content has not been observed (K, Ca, Mg, Na, Cu, Fe), however, the amounts extracted by the plant increased.

**Key-words:** biossolids, sewage sludge, land reclamation, heavy metals, soil fertility, extraction of nutrients, millet.

## 1 INTRODUÇÃO

O homem sempre se deparou com amplos espaços geográficos e abundante oferta de recursos, condições propícias para o desencadeamento dos processos de ocupação e grandes áreas no planeta. Entretanto, a visão da natureza como uma fonte inesgotável de recursos, fez com que o planejamento da produção fosse realizado priorizando as finalidades econômicas, resultando na não previsão de problemas oriundos do desenvolvimento insustentável (Lima, et al, 2002).

A preocupação com o meio ambiente não é recente. Já no Gênesis aparece a proibição do corte de árvores frutíferas sob pena de açoite para os infratores. O que é recente é a necessidade de avaliação dos bens e serviços ambientais e o surgimento da “economia ambiental” (Rezende, et al 2002).

O surgimento, a evolução e o agravamento da erosão no Paraná acompanham a mesma trilha percorrida pelo homem, quer abrindo espaços para a agricultura ou clareiras para a construção de cidades. A progressão do fenômeno, mais rápida ou mais lenta, ficou por conta da menor ou maior coesão do solo, já que o desmatamento controlado, o respeito às leis da natureza ou da física, medidas de prevenção e controle não faziam parte do elenco de preocupações dos pioneiros (Santos & Nógreba, 1992).

Apesar dos impactos advindos da ação antrópica no meio ambiente, a utilização dos recursos naturais se faz necessária, portanto a ocupação humana, as atividades industriais e os sistemas agrícolas devem ser compatíveis com a natureza do solo e com o seu ecossistema, mantendo equilibrado o binômio utilização/conservação (Lima, et al, 2002).

O planeta hoje conta com diversas áreas degradadas ou em fases de degradação. Os mais importantes processos de degradação identificados pela FAO (1984) são a erosão hídrica, eólica, química e física enquanto as mais importantes causas de degradação são o superpastejo, o desmatamento, as atividades agrícolas e a



superutilização. Sabe-se também que, no período entre 1945 e 1990 (ISRIC<sup>1</sup>, 1991 citado por Jong, et al 2002; Steiner, 1996), cerca de 17% das terras produtivas do mundo já se encontravam degradadas, sendo que 21% delas se encontravam na Europa, 19% na América Central, 15% na África, 16% na Ásia, 13% na América do Sul, 11% na Oceania e 5% na América do Norte (Jong, et al 2002).

O lodo de esgoto é um resíduo advindo das estações de tratamento de esgotos, onde é produzido no processo de tratamento. Esse material é bastante rico em matéria orgânica e nutrientes que estão presentes devido ao consumo e atividade humana. O lodo de esgoto com as características adequadas a aplicação nos solos, passa a ser chamado de bio sólido. Os nutrientes presentes nesse material são reciclados e devolvidos ao solo na forma de adubo. Os elementos, nutrientes ou não, presentes neste material retornam ao solo de onde tem sua origem, fechando seus ciclos biológicos, retornando ao início da cadeia. Ainda é importante ressaltar que os elementos presentes no bio sólido quase nunca retornam ao seu local original já que as populações geradoras desse esgoto se concentram em grandes centros urbanos.

A utilização do lodo de esgoto produzido nas estações de tratamento de esgoto pode se constituir em uma valiosa ferramenta para a recuperação da cobertura vegetal de diversas regiões degradadas nas proximidades de centros urbanos no Brasil. Segundo Oliveira Filho et al (1987), a matéria orgânica é a principal responsável pela estruturação física de um solo, além de melhorar sua circulação de água e ar.

As aplicações do bio sólido em áreas agrícolas, de florestas e também degradadas podem melhorar as propriedades físicas do solo, pois é um condicionador melhorando as características do solo. Como a área degradada se caracteriza por não fornecer condições ao desenvolvimento e fixação da vegetação em função da falta de matéria orgânica, de nutrientes no solo e da atividade biológica, a adição de bio sólido apresenta uma série de características que favorecem a recuperação e o reaparecimento da vegetação (Tsutiya, 2001).

---

<sup>1</sup>ISRIC, 1991 – **World map of the status of human-induced soil degradation** - ISRIC, Wageningen. L. R. Oldeman, R. T. A. Hakkeling & W. G. Sombroek (Ed.)

A recuperação de áreas degradadas com a utilização de biossólido busca ainda propiciar um destino final adequado a um resíduo de disposição problemática que atua como recuperador das características físicas, químicas e biológicas de solos degradados em áreas que, por lei, devem ter suas características naturais recuperadas pelo empreendedor. Todavia, o uso de biossólido, em doses elevadas, pode adicionar grande quantidade de elementos indesejáveis ao meio ambiente, visto que alguns biossólidos podem ter contribuição de resíduos industriais, elevando os níveis de metais pesados a substâncias tóxicas. O biossólido também pode conter agentes patogênicos em níveis geralmente proporcionais ao perfil sanitário da população beneficiada pelo serviço de saneamento. Assim sendo, este projeto não envolve apenas a recuperação da área com a utilização de uma espécie forrageira, como se busca sua rápida recuperação com a utilização de elevadas dosagens de biossólido aplicadas em um único momento propiciando condições para o crescimento e desenvolvimento da biodiversidade levando-a a sua sustentabilidade sem trazer prejuízos ambientais.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o potencial da aplicação de elevadas doses de biossólido na recuperação em curto prazo de área degradada utilizando gramínea forrageira como indicadora de recuperação.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Avaliar a evolução dos teores de macro e micronutrientes no solo e na planta, em função de diferentes dosagens de biossólido;

Avaliar os efeitos do uso de biossólidos sobre os teores de metais pesados no solo em função de diferentes dosagens aplicadas;

Monitorar a qualidade química e de sanidade do biossólido aplicado na área degradada;

Avaliar a gramínea forrageira (*Pennisetum americanum* CL, Leeke [P. Glaucum (L.) R. Br]) como bioindicadora da recuperação do solo; avaliando também a produção de matéria seca do milheto;

Avaliar a absorção e extração de nutrientes (P, K, Ca, Mg, Na, Cu e Zn) pela parte aérea do milheto;

Avaliar a adição do biossólido e a utilização de forrageira como método de recuperação, levando em consideração o tempo estimado para o equilíbrio e recuperação das características físico-químicas do solo;

Avaliar as doses de biossólido aplicada a fim de recuperar a área degradada em estudo.

### 3 REVISÃO DE BIBLIOGRAFIA

#### 3.1 ÁREAS DEGRADADAS

Áreas degradadas são áreas que tiveram redução na sua capacidade em produzir bens através de uma utilização específica, geralmente induzida pelo homem, podendo ser definida como áreas que sofreram um processo de redução e/ou perda da capacidade potencial do solo (quantitativamente e/ou qualitativamente). São áreas que sofreram modificação em prejuízo do meio ambiente, geralmente fruto de uma exploração econômica não sustentável. Essa redução na sua capacidade produtiva não é necessariamente um processo contínuo, porém pode ocorrer em um pequeno espaço de tempo (Blaikie e Brookfield, 1987 citados pela FAO, 1999; Dedeczek, 1992; Reichmann Neto, 1992; FAO 1999; FAO<sup>2</sup>, 1979 citado por Dedeczek, 1992).

A degradação dos solos pode ser causada por diversos fatores, dentre eles o desmatamento ou remoção da vegetação natural para fins agrícolas, florestas comerciais, construção de estradas e urbanização; o superpastejo da vegetação, as atividades agrícolas, incluindo ampla variedade de práticas agrícolas e ausência de práticas conservacionistas de solo; exploração intensa da vegetação para fins domésticos, expondo o solo à ação dos agentes de erosão e atividades industriais ou bioindustriais que causam poluição do solo. Os processos de degradação do solo são dinâmicos e responsáveis pela queda na qualidade e produtividade causados por deslocamento de solo e por deterioração provocando arraste de material com perda da camada superficial e deformação da área influenciando as características químicas, físicas e/ou biológicas do solo. A degradação dos recursos naturais decorre de seu uso errôneo e, principalmente, da falta de planejamento sobre o destino futuro da área. Mesmo com o acervo das técnicas existentes, a degradação dos solos continua em

---

<sup>2</sup> FAO – **A provisional methodology for soil degradation assesment** – FAO, Rome, 1979, 84p. (mimeografado).

franco desenvolvimento (FAO, 1979 citado por Dedeczek, 1992; Dedeczek, 1992; Valcarcel, 1992; Dias e Griffith, 1998).

Apesar de distintas as causas de degradação podem ser explicadas basicamente pelo manejo do solo, pelos processos de erosão eólica e hídrica, degradação química, física e biológica, excesso de água e salinização. A mobilização excessiva, a deficiência na cobertura da superfície, reduzida fertilidade, compactação, erosão e a redução dos teores de matéria orgânica do solo são algumas causas comuns àquelas explorações (Lucchesi et al, 1992; Lucchesi, 1988; FAO, 1999).

A ação dos processos erosivos e suas conseqüências ambientais são crescentes à medida que não se assumem ações preventivas e uma postura conservacionista imediatamente após a ação degradante. Elas alcançam um máximo de desequilíbrio ambiental transcorridos vários anos após o início da atividade degradante, ajustando-se a um novo equilíbrio, onde, muitas vezes, a atividade de recuperação da área degradada é inviabilizada, dado o alto custo da obra e seus resultados conservacionistas auferidos (Valcarcel, 1992).

Existem áreas em processo de degradação ou degradadas classificadas como resíduo geológico em áreas remanescentes planas. Este termo é empregado genericamente em todo e qualquer processo que conduz a exposição do solo original, composto de material “geológico heterogêneo”. São áreas de empréstimos deixadas após a construção de barragens e de aterros em estradas de rodagem e ferrovias, dentre outras. Característica importante neste tipo de material é o fato de não ter havido reviramento ou distúrbio com o material remanescente e sim apenas a decapagem dos horizontes superiores do solo. Em algumas situações, a exposição de um material pouco estruturado fisicamente conduz, por meio de regimes de umedecimento e secagem, problemas físicos que pode dificultar o processo de revegetação (Dias, 1998).

O desperdício, social e ambiental, provocados pela degradação e posterior abandono da área, não é mais tolerado pela sociedade, cujos anseios a respeito, estão transcritos em leis que determinam a recuperação e reabilitação obrigatórias. Mesmo assim ainda hoje, encontra-se o superpastejo responsável por 34,5% das áreas

mundiais degradadas, seguido pelo desmatamento (29,4%), atividades agrícolas (28,1%), exploração intensiva da vegetação para fins domésticos (6,8%) e atividades industriais ou bioindustriais (1,2%). As propostas para a recuperação devem objetivar a realização de um papel social além das demais considerações sobre o meio ambiente (Oldeman<sup>3</sup>, 1994 citado por Dias e Griffith, 1998; Knowles, 1992).

Em trabalhos realizados por Bitar (1997), verifica-se que apesar da preocupação em recuperar as áreas degradadas pela mineração na região metropolitana de São Paulo, a aplicação das medidas geralmente se fundamenta em métodos e técnicas convencionais, raramente envolvendo inovações. O estágio de desenvolvimento e aplicação das medidas praticadas pode ser identificado de acordo com o grau de difusão nas minas ativas e a eficácia alcançada na correção e estabilização dos processos de degradação.

### 3.2 RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS

A recuperação da capacidade produtiva dos solos está limitada a uma série de fatores naturalmente controlados pelas condições do ambiente. Os efeitos da adoção de técnicas convencionais restauradoras são muito variáveis e freqüentemente apresentam altos custos e demanda de tempo elevado. O mais econômico e ambientalmente adequado é evitar a degradação do solo antes que sua capacidade produtiva seja afetada, entretanto, se necessário recuperá-la, deve-se identificar quais as limitações que tais solos impõem a produtividade destas áreas e assim, decidir pela simples recomposição do nível de fertilidade perdida, ou por medidas mais drásticas de recuperação, considerando que em alguns casos estes solos nunca mais serão completamente recuperados. A recuperação consiste em executar técnicas, com o objetivo de restaurar as condições próximas àquelas existentes anteriormente, no entanto, a curto, médio ou longo prazo, os fatores naturais da gênese de um solo

---

<sup>3</sup> OLDEMAN, L. R. – **The global extent of soil degradation** – *in*: soil resilience and sustainable land use. Greenland, D. J. & Szbocls, I. Eds. Cab Internacional, Wallington, UK. 1994. p. 99-118.

impõem a condição de equilíbrio do sistema, determinando o grau de estabilidade do processo de recuperação (Frye et al<sup>4</sup>, 1985 citados por Dedecek, 1992; Cuquel, 1990; Dedecek, 1992; Abrahão e Mello, 1998). Existem áreas de difícil recuperação como as resultantes de mineração, podendo até haver a esterilização do solo com substâncias tóxicas; e outras áreas que podem ser facilmente recuperadas como aquelas resultantes de obras hidrelétricas, como por exemplo, as áreas de empréstimo (Reichmann Neto, 1992; Griffith, 1992).

Em relação às áreas mineradas, a preocupação das grandes empresas com a recuperação vêm antes mesmo da Constituição de 1988. Estas empresas procuravam evitar atrasos nos projetos de recuperação ambiental a fim de não prejudicar o setor mineral do país. Tais empresas têm desenvolvido tecnologias para se fazer bons trabalhos de recuperação tais como construção de barragens, produção de mudas, adubação, hidrossemeadura, conservação da camada fértil do solo, planejamento em longo prazo, dentre outros (Griffith, 1992).

A meta a ser alcançada em qualquer plano de recuperação de um terreno consiste no estabelecimento de um horizonte A, de modo que, a partir daí, o processo seja catalisado pela biosfera, podendo assim surgir outros horizontes do solo e retorno de sua sustentabilidade. No caso de degradação por atividades agrícolas, a fertilidade praticamente define a capacidade do solo de suportar o crescimento das plantas, em uma base sustentada, segundo as características relevantes do sítio. O diagnóstico da problemática dos baixos rendimentos em culturas quase sempre se distingue pela baixa fertilidade, causada por condições naturais ou pelo mau uso da terra. Essas duas causas reclamam diferentes tipos de ações. Em síntese, o interesse primordial de qualquer estratégia de recuperação é interferir em um ou mais fatores de formação do solo e acelerar sua gênese. Deve-se estabelecer condições mínimas para reduzir o processo erosivo e recompor a paisagem com a revegetação, como pode ser observado ao ocorrido em Campanha, RS, onde se buscou restabelecer o sistema ecológico de uma

---

<sup>4</sup> FRYE, W. W.; BENNETT, O. L. & BUNTLEY, G. J. – **Restoration of crop productivity on eroded or degraded soils** – in: FOLLETT, R.F. & STEWART, B. A., Ed. Soil erosion and crop productivity, ASA, Madison, 1985, p. 335-356.

área em processo de desertificação pela utilização de agricultura intensiva com vegetação que se adaptava às condições ambientais da região. A adaptação das espécies é lenta e gradual, uma vez que a natureza tem sua própria dinâmica para concretizar esse processo (Baggio, 1992; Abrahão e Mello, 1998; Souto et al, 1992).

Abrahão e Mello (1998) afirmam que em um processo de formação simulada de um horizonte A, o estágio de maturação relativa é acelerado e o estado de maturidade é, até certo ponto, débil, dependendo dos recursos de recuperação da área empregados na busca do equilíbrio do sistema com o meio ambiente. Já no processo natural, a pedogênese é muito mais lenta, garantindo melhor estabilização das características do solo em cada estágio de desenvolvimento.

A influência dos microrganismos é tão importante para a recuperação de ecossistemas, que sua atividade pode ser usada como um indicador do progresso da gênese do solo. Apesar da finalidade imediata da recuperação de solos seja criar as condições para que suporte uma cobertura vegetal capaz de prevenir a erosão do solo, em longo prazo à finalidade é o desenvolvimento do ecossistema do solo e sua estabilidade (Fresquez e Lindeman, 1982; Segal e Mancinelli, 1987).

### 3.3 FATORES RELACIONADOS AO BIOSSÓLIDO

Atualmente um problema bastante sério observado em regiões metropolitanas e em cidades de porte médio que implantaram sistemas de tratamento de esgoto sanitário, é relativo ao destino dos lodos produzidos em suas estações de tratamento de esgotos (ETEs) (Sobrinho, 2001).

O termo “lodo” tem sido utilizado para designar os subprodutos sólidos gerados durante o processo de tratamento de esgotos. Nos processos biológicos de tratamento, parte da matéria orgânica é absorvida e convertida, fazendo parte da biomassa microbiana, denominada genericamente de lodo biológico ou secundário, composto principalmente de sólidos biológicos, e por esta razão também denominado de biossólido. O termo “biossólido” é uma forma de ressaltar os seus aspectos



benéficos, valorizando a reutilização produtiva, em comparação com mera disposição final improdutiva (Sperling e Andreoli, 2001; Miki et al, 2001).

Após o tratamento do esgoto, o lodo gerado, passa por processos de secagem, estabilização para eliminação e/ou inibição de odores, higienização e disposição final. O lodo deve ser condicionado, o que permite a redução mais eficaz do seu teor de água. Antes de sua destinação final, o lodo passa pela remoção de organismos patogênicos (higienização), operação esta necessária se seu destino for a reciclagem agrícola garantindo um nível de patogenicidade no lodo que, ao ser disposto no solo, não venha a causar riscos à saúde e impactos negativos ao meio ambiente (Miki et al, 2001; Sperling e Gonçalves, 2001; Tsutiya, 2001; Pinto, 2001).

O destino final adequado do lodo é um fator fundamental para o sucesso de um sistema de saneamento. É muito comum que os projetos de ETEs omitam o tema da gestão de resíduos, fazendo com que esta complexa atividade seja realizada sem planejamento pelos operadores das estações, muitas vezes em condições emergenciais. Por esta razão, alternativas inadequadas de disposição final têm sido adotadas, comprometendo os benefícios dos investimentos realizados nos sistemas de esgotamento sanitário (Sperling e Andreoli, 2001).

### 3.3.1 Características Químicas do Biossólido

#### 3.3.1.1 Metais pesados

O biossólido pode contribuir para a contaminação do solo com metais pesados. Esses metais são originários da atividade industrial, pois as estações de tratamento de esgotos recebem água de infiltração, esgoto industrial e sanitário. Os metais pesados não apenas exercem efeitos negativos sobre o crescimento das plantas, mas também afetam os processos bioquímicos que ocorrem no solo. A decomposição do material orgânico adicionado ao solo, a mineralização e a nitrificação também podem ser inibidos em locais contaminados por metais pesados (Tsutiya, 2001).

Os metais pesados contidos nos biossólidos podem ser divididos em duas categorias, dependendo do risco que eles representam. São considerados metais que oferecem pequeno risco, o Mn, Fe, Al, Cr, As, Se, Sb, Pb e o Hg. Os metais potencialmente perigosos aos homens e aos animais são o Zn, Cu, Ni, Mo e o Cd. Dentre esses, alguns são micronutrientes essenciais para as plantas (Cu, Fe, Mn, Mo e Zn), e outros benéficos (Co, Ni e V). Para que os efluentes líquidos e os biossólidos possam ser convenientemente destinados, são necessários uma caracterização do afluente e o estabelecimento dos limites dentro dos quais determinados constituintes podem ser aceitos para que não ocorra a inibição do crescimento de microrganismos ou à sua ação tóxica sobre os mesmos (Silva et al, 2001; Tsutiya, 2001).

Embora os metais pesados, de modo geral, possam vir a ser tóxicos às plantas e aos animais em concentrações reduzidas que habitualmente aparecem nos esgotos domésticos, não se tem notícias de problemas de toxidez aguda ou crônica na disposição dos mesmos, ao contrário os esgotos industriais. Durante a permanência dos metais no solo podem prevalecer formas do elemento que se caracterizam por não serem totalmente disponíveis as plantas, considerando assim a sua capacidade de adsorção devido à formação de quelatos com a matéria orgânica (Marques et al, 2001; Silva et al, 2001). Na tabela 01 são apresentados níveis de metais pesados de alguns lodos produzidos no Brasil e esterco em comparação com os limites definidos por algumas regulamentações.

TABELA 01: CONCENTRAÇÕES DE METAIS PESADOS ( $\text{mg.kg}^{-1}$  em matéria seca) EM ESTERCOS, LODOS DE ETE'S BRASILEIRAS E RESTRIÇÕES DE USO.

Material	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg	Se	As
Lodo anaeróbio média do estado do Paraná	1,23	51,1 58,0	116,0 89,0	16,2 40,0	66,8 64,0	340,0 465,0	0,50		
ETE Norte Londrina, PR (UASB)	0,01		282,0	73,0	101,0	1041,0			
Lodo aeróbio média De algumas ETEs	3,35 4,5	76,8 86,3	478,0 157,5	35,5 85,3	217,0 74,3	1870,0 564,0	1,7		
ETE Franca, SP (LA* <sup>1</sup> )	0,06		6,19	0,38	2,9	4,43	4,0	<0,06	<0,006
ETE Norte, DF (LA* <sup>1</sup> )	<20,0		186,0	2,5 – 5,2	50,0	280-1500	4,0		
ETE Belém, PR (AP* <sup>2</sup> )	nd		439,0	73,0	123,0	824	1,0		
Esterco bovino (PR)	0,11	27,5	90,2	3,5	11,1	220,0			
Esterco suíno (PR)	0,58	19,3	230,0	4,0	19,6	1670,0			
Esterco de aves (PR)	0,33	15,9	72,8	2,6	5,6	151,0			
I. N. IAP	20,0	1000,0	1000,0	300,0	750,0	2500,0	16,0		
CETESB	85,0	3000,0	4300,0	420,0	840,0	7500,0	57,0	100,0	75,0
CFR part 503	85,0	3000,0	4300,0	420,0	840,0	7500,0	57,0	100,0	75,0

Nota: \*<sup>1</sup> LA: lodo ativado; \*<sup>2</sup> AP: aeração prolongada

Fonte: Adaptado de Sapia<sup>5</sup> (2000); Fernandes e Silva<sup>6</sup> (1999); Helou<sup>7</sup> (2000), citados por Silva et al, 2001; USEPA: 40; adaptado de Miyazawa (1998); Miyazawa et el (1996)

### 3.3.1.2 Nutrientes

Os bio sólidos contêm matéria orgânica, macro e micronutrientes que exercem um papel fundamental na manutenção da fertilidade do solo também provocando impacto direto no desenvolvimento e rendimento das plantas, sendo geralmente sua aplicação altamente benéfica. Além disso, elevada quantidade de matéria orgânica contida no bio sólido pode aumentar o conteúdo de húmus que melhora a capacidade de armazenamento e de infiltração da água no solo, aumentando a resistência dos

<sup>5</sup> SAPIA, P. M. A. – **Proposta de critérios de recebimento de efluentes não domésticos para o sistema público de esgoto da região metropolitana de São Paulo** – São Paulo. Dissertação (mestrado) – Escola politécnica da USP. 302p. 2000.

<sup>6</sup> FERNANDES, F.; SILVA, S. M. C. P. – **Manual prático para compostagem de bio sólidos** – PROSAB – Programa de pesquisa em saneamento básico – ABES, RJ 84p. 1999.

<sup>7</sup> HELOU, L. C. – **Otimização de estações de tratamento de esgotos convencionais por lodos ativados com aproveitamento dos efluentes para reuso** – São Paulo, outubro de 2000, tese (doutorado). Escola politécnica da USP. 265p.

agregados e reduzindo a erosão, facilitando a penetração das raízes e a vida microbiana. A matéria orgânica fornece nutrientes para a planta e para os organismos do solo e atua como condicionador do solo, melhorando suas características físicas, químicas e biológicas que em geral afeta positivamente o desenvolvimento das plantas. A presença destes elementos nos lodos depende do esgoto que lhe deu origem e do processo de tratamento de esgoto e do lodo (Melfi e Montes, 2001; Tsutiya, 2001; Andreoli et al, 2001).

A concentração dos nutrientes no biossólido variam conforme o tipo de esgoto e tratamento que recebe, conforme exemplificado na tabela 02, sendo muitas vezes necessária a complementação com outras fontes de fertilizantes, orgânicos ou químicos, de acordo com as necessidades nutricionais específicas das culturas. De modo geral, apresenta quantidades apreciáveis de Cu, Zn e Mn e menores de B, Mo e Cl (Andreoli et al, 2001; Tsutiya, 2001). Com relação ao N, os biossólidos geralmente são ricos e quando tratados com cal, apresentam também altos teores de Ca e Mg.

TABELA 02: TEORES MÉDIOS DE NUTRIENTES E CARBONO EM DIVERSOS BIOSSÓLIDOS UTILIZADOS EM EXPERIMENTOS (matéria seca)

ETEs		Barueri, SP* <sup>1</sup> (Lodo ativado)	Franca, SP* <sup>1</sup> (Lodo ativado)	Belém, PR* <sup>2</sup> (Lodo ativado)	UASB, PR* <sup>2</sup> (Anaeróbio)	Sul, DF* <sup>3</sup> (Aeróbio)
N	g.kg <sup>-1</sup>	0,225	0,915	0,419	0,222	0,535
P		0,148	0,181	0,370	0,067	0,170
K		0,001	0,035	0,036	0,095	0,018
C org		2,100	3,400	3,210	2,010	6,250
Ca		0,729	0,213	0,159	0,083	0,268
Mg				0,060	0,030	0,041
B	mg.kg <sup>-1</sup>		118,00			22,00
Fe			42224,00			20745,00
Cu		703,00	98,00	439,00	89,00	186,00
Zn		1345,00	1868,00	864,00	456,00	1060,00
Mn			242,00			143,00
Mo		23,00	9,00			

Fonte: \*<sup>1</sup>Tsutiya<sup>8</sup> (2000), \*<sup>3</sup>Silva et al<sup>9</sup> (2000) citados por Andreoli et al, 2001; \*<sup>2</sup>SANEPAR (1997).

<sup>8</sup> TSUTYIA, M. T. – **alternativas de disposição final de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgotos** – in: Impacto ambiental do uso agrícola de lodo de esgoto. Bettiol, W. e Camargo, O. A. (coord.) Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente p. 69-105. 2000

<sup>9</sup> SILVA, J. E.; DIMAS, V. S. R.; SHARMA, R. D. – **Alternativa agrônômica para o biossólido: a experiência de Brasília** – in: Impacto ambiental do uso agrícola de lodo de esgoto. Bettiol, W. e Camargo, O. A. (coord.) Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente p. 143-162. 2000

### 3.3.2 Características Físicas e Microbiológicas do Lodo de Esgoto

O lodo de esgoto é constituído por água e sólido granuloso, flocoso e coloidal. A água presente nos lodos pode ser dividida em água livre, água inter-flocos, água adsorvida nos flocos, água inter-partículas, água adsorvida nas partículas e água de partícula. O lodo ainda possui características relacionadas ao tempo de sucção capilar, que é um parâmetro relacionado a taxa de desidratação, à resistência específica para filtração, que é a diferença de pressão necessária para produzir uma taxa unitária de filtrado, e a força de cisalhamento, parâmetro este importante quando o lodo é disposto em aterro (Tsutiya, 2001).

Os microrganismos encontrados no lodo podem ser saprófitas, comensais, simbiontes ou parasitos, sendo apenas a última categoria patogênica e capaz de causar doença ao homem e animais. Dentre os parasitos estão presentes os fungos, vírus, bactérias, helmintos e protozoários. Em sua maioria, essa categoria de microrganismos não apresenta importância médica ou veterinária, entretanto, uma pequena parte que é agente patogênico. A densidade de patógenos presentes no lodo é variável, pois está relacionado com as características da população e do tipo de tratamento esgoto e do lodo. Entretanto, a simples presença desses patógenos no lodo não garante a infecção de humanos e animais devido a necessidade de uma dose mínima infectiva, exceto para os ovos de helmintos que necessita de apenas um ovo viável. Existem vários processos para a redução desses patógenos que podem ser utilizados com bastante eficiência. Os processos de redução de patógenos do bio sólido são a compostagem, a secagem térmica, o tratamento térmico, digestão aeróbia termofílica, a irradiação, a pasteurização, dentre outros processos (Tsutiya, 2001; Silva et al, 2001).

### 3.4 FATORES RELACIONADOS AO SOLO

A formação do solo é influenciada por processos biológicos, geológicos e hidrológicos. Solos intemperizados diferem das rochas porque apresentam uma estratificação vertical (horizontes) produzida por influência contínua da água de percolação e de organismos vivos. Do ponto de vista químico os solos são sistemas multicomponentes, influenciados pelos sistemas biogeoquímicos, que contêm partículas sólidas, líquidas e gases. São sistemas abertos por trocarem matéria e energia com a atmosfera circundante, biosfera e hidrosfera. Esse fluxo de matéria e energia para os solos ou a partir deles é altamente variável no tempo e espaço, sendo essencial para o desenvolvimento do perfil do solo e de sua fertilidade (Sposito, 1989; Sanches, 1981). Na tabela 03, segue a composição química dos solos.

TABELA 03: CONTEÚDO MÉDIO (em mg.kg<sup>-1</sup>) DOS ELEMENTOS MINERAIS E NÃO MINERAIS NO SOLO:

Elemento	Solo	Elemento	Solo	Elemento	Solo
Li	24	Zn	60	Cr	54
Be	0,92	Ga	17	Mn	550
B	33	Ge	1,20	Fe	26.000
C	25.000	As	7,20	Co	9,10
N	2.000	Se	0,39	Ni	19
O	490.000	Br	0,85	Cu	25
F	950	Rb	67	La	37
Na	12.000	Sr	240	Hg	0,09
Mg	9.000	Y	25	Pb	19
Al	72.000	Zr	230	Nd	46
Si	310.000	Nb	11	Th	9,40
P	430	Mo	0,97	U	2,70
S	1.600	Ag	0,05	Ti	2.900
Cl	100	Cd	0,35	V	80
K	15.000	Sn	1,30	Cs	4
Ca	24.000	Sb	0,66	Ba	580
Sc	8,90	I	1,20		

Fonte: H. T. Schacklette and J. G. Boerngen<sup>10</sup> (1984); Bowen<sup>11</sup> (1979) citados por Sposito, G (1989).

---

<sup>10</sup> Schacklette, H. T and Boerngen, J. G. - **Element concentration in soils and other surficial materials of conterminous** - United States, U. S. geological survey prof. Paper 1270 (1984).

A erosão acelerada dos solos é um dos principais problemas ambientais causados pela agricultura, comprometendo o potencial produtivo do solo e causando grandes impactos na qualidade da água dos rios, com sedimentos, nutrientes e resíduos de agrotóxicos. As estratégias para o controle da erosão consistem em práticas de adequação de uso e manejo do solo que reduzam a desagregação das partículas, aumentem a infiltração da água através do perfil e controle do escoamento superficial. A matéria orgânica, aplicada através do biossólido, favorece o desenvolvimento radicial e assim, incentiva o crescimento vegetal mais rápido e denso, acelerando a formação da cobertura mais rápida sobre o solo e, conseqüentemente, reduzindo o impacto da gota da chuva sobre o solo melhorando a conservação dos recursos naturais (Andreoli et al, 2001).

A eficiência no uso de nutrientes é geralmente mal interpretada ou mal entendida se for discutida isoladamente e não no contexto da eficiência do sistema de produção. Esta eficiência está relacionada com a viabilidade econômica, dentro da qual vários componentes precisam ser otimizados para alcançar objetivos globais (Dibb, 2000).

Favaretto et al (2000) observaram o uso de calcário e adubo em cobertura, bem como a reciclagem de nutrientes em uma área reconstituída após mineração de xisto utilizando adubação química e esterco bovino. O que propiciou alterações nos teores de Ca, Mg, K e P elevando esses teores na camada superficial do solo e reduzindo gradativamente com a profundidade do solo, devido ao não revolvimento do solo em sistema de plantio direto e pastagem.

A capacidade de troca de cátions (CTC) de um solo diz respeito ao número de cargas negativas que existe na superfície dos colóides e dá idéia de sua capacidade de adsorver nutrientes catiônicos das plantas, no caso de K, Ca e Mg. Funciona também como indicador do poder tampão do solo, ou seja, de sua capacidade de resistir às mudanças no pH. A matéria orgânica tem elevada CTC e, ao ser incorporada ao solo,

---

<sup>11</sup> Bowen, H. J. M.. **Environmental chemistry of the elements**. Academic press, London, 1979.

tende a aumentar a sua CTC, que contudo diminui com o tempo, em função da sua oxidação pelos organismos do solo (Melo et al, 2001).

#### 3.4.1 Acidez e Calagem

O pH é a propriedade do solo que interfere de forma mais intensa na disponibilidade dos metais. Exceto para As, Mo, Se e alguns estados de valência do Cr, os metais pesados têm suas disponibilidades reduzidas quando há elevação do pH, em decorrência da formação de precipitados, aumento da intensidade de adsorção aos colóides do solo e por conferir maior estabilidade aos complexos que se formam entre os metais e a fração húmica dos solos (Marques et al, 2001).

Hinesly et al (1985) estudaram o efeito da aplicação de grandes quantidades de biossólido em solos degradados com pH entre 6,0 e 7,5, tendo sido testadas o crescimento de nove espécies de gramíneas destacando a *Festuca arundinaceae*, *Lolium perenne* e *Agropyron smithii* que apresentaram maior crescimento e cobertura com doses de 224, 448 e 896 Mg.ha<sup>-1</sup> (base úmida), respectivamente.

Castro (2000) simulou a degradação de um cambissolo álico de textura argilosa comparando a adubação com biossólido caleado e a adubação mineral, e observou uma elevação do pH nos tratamentos que receberam adubação com biossólido. Com relação a acidez potencial (H + Al) verificou diferenças significativas entre os tratamentos concluindo que a adubação com biossólido contribui para a redução desta no perfil arável do solo devido ao efeito corretivo da cal utilizada para a higienização do material.

#### 3.4.2 Carbono e Matéria Orgânica

A matéria orgânica do solo é resultante, principalmente, da decomposição de resíduos de origem animal e vegetal encontrando-se em estreita associação com a fração argila do solo cuja origem já não é mais possível de ser definida, uma vez que



passou por processos de degradação e neossínteses. Parte do carbono presente nos resíduos é liberado para a atmosfera como CO<sub>2</sub>, e o restante passa a fazer parte da matéria orgânica como um componente do solo (Bayer e Mielniczuk, 1999; Melfi e Montes, 2001; Melo et al, 2001).

A matéria orgânica tem grande importância para o fornecimento de nutrientes, retenção de cátions, complexação de elementos tóxicos como metais pesados e de micronutrientes, estabilidade da estrutura, melhora a coesão e plasticidade, melhora a infiltração e retenção de água, aeração e para a atividade e biomassa microbiana, constituindo-se, assim, um componente fundamental da capacidade produtiva dos solos. A formação de complexos (quelatos) com compostos orgânicos reduz a possibilidade da precipitação de micronutrientes como óxidos do solo (Bayer e Mielniczuk, 1999; Melo et al, 2001; Andreoli et al, 2001).

Nos solos mais intemperizados há predomínio na fração argila, de minerais, como óxidos de ferro e alumínio e argilosilicatos, como a caulinita, entre outros. A elevada área de superfície específica e os grupos funcionais dispostos na superfície determinam a grande interação desses minerais e a matéria orgânica do solo. A manutenção ou aumento dos teores de matéria orgânica é fundamental. Como resultado observa-se uma maior estabilidade da fração orgânica à decomposição pelos microrganismos. Em solos com predomínio de minerais de argila do tipo 2:1, como a vermiculita e montmorilonita, a maior CTC é atribuída a esses minerais. A matéria orgânica destes solos tem uma taxa de decomposição mais baixa que nos solos sob regiões tropicais, no entanto, esses dois tipos de solos têm matéria orgânica qualitativamente semelhantes e não diferem entre si (Bayer e Mielniczuk, 1999; Melo et al, 2001).

A inclusão superficial da matéria orgânica através de resíduos decorre do reconhecimento da sua importância na ciclagem de nutrientes, no controle erosão, na atividade biológica no solo dentre outras funções. A aplicação de biossólido no solo pode causar aumento no teor de matéria orgânica, melhorar o nível de fertilidade, podendo promover o aumento de pH, diminuição da acidez potencial, aumento da disponibilidade e reservatório de nutrientes como o Ca, Mg, S e outros em decorrência

da lenta liberação dos mesmos através do processo de mineralização. Tem efeito sobre a capacidade de troca de cátions e na melhoria do poder tampão do solo. Do ponto de vista ambiental a disposição desses resíduos no solo interfere sobre a dinâmica do carbono em nosso planeta, porém a sua utilização deve ser criteriosa a fim de evitar a contaminação do meio ambiente (Ludwick and Jonhston, 2002; Bayer e Mielniczuk, 1999; Andreoli et al, 2001; Tsutiya, 2001; Carvalho e Barral, 1981; Melo et al, 2001).

Bayer e Mielniczuk (1999), Melo et al (2001), Andreoli et al (2001) apontam os benefícios da matéria orgânica como agente cimentante e afeta diretamente as características biológicas do solo, pois atua como fonte de carbono, energia e nutrientes para as plantas e microrganismos. Este efeito também foi observado por Seaker e Sopper (1988), quando avaliaram a decomposição microbiana em solos de área degradada em processo de recuperação com a utilização de biossólido, verificando que esta pode ser usada como um indicador da recuperação do ecossistema do solo, obtendo uma população mais diversificada após um ano de recuperação enquanto que anterior a esse tempo, apesar da população ser maior, está menos diversificada. Ainda concluíram que, mesmo com intensiva recuperação a aplicação de fertilizantes é necessária por vários anos para a manutenção dos nutrientes no solo.

Os efeitos da matéria orgânica fazem se sentir tanto a curto quanto em longo prazo, melhorando a resistência dos solos ao adensamento, aumentando a resistência das plantas a pragas e doenças. A adição de material orgânico a um solo de textura fina (argiloso) possibilita sua reestruturação, tornando-o mais friável, aumenta a quantidade de poros para o desenvolvimento radicular e circulação de ar e água. Nos solos de textura grosseira (arenosos), a adição de material orgânico agrega as partículas do solo, formando torrões e possibilitando a retenção de maiores volumes de água (Andreoli et al, 2001).

O carbono orgânico foi avaliado em uma área recuperada durante cinco anos através de uma única aplicação de biossólido (acumulo de até 180 Mg.ha<sup>-1</sup>) por Seaker e Sopper (1988). Os autores observaram um incremento significativo deste elemento do primeiro para o segundo ano e maior no quinto ano de recuperação (de 3 para 7%). Outra constatação foi uma recuperação mais rápida onde o biossólido foi aplicado em

comparação com a utilização da adubação química. Essa eficiência na recuperação foi atribuída ao fato de a população microbiana não ter sido diretamente estimulada quando se aplicou adubação química.

### 3.4.3 Nutrientes no Solo

A planta retira do solo os elementos minerais indispensáveis para o seu desenvolvimento. Dezesesseis elementos químicos são chamados essenciais e são divididos em não minerais e minerais. Os nutrientes não minerais são o C, H e O, retirados da atmosfera e da água. Já os minerais são o N, P, K, como primários; Ca, Mg, S, como secundários; e B, Cl, Cu, Fe, Mn, Mo e Zn, como micronutrientes. Os nutrientes adicionais são o Na, Co, V, Ni, Se e Si. Além desses elementos, a planta pode absorver outros elementos não essenciais como o Al, Ag, Cd, Cr, Hg, e Pb. A essencialidade dos elementos está ligada à sua participação insubstituível em processos metabólicos que ocorrem no citoplasma das células das plantas (Tsutiya, 2001; POTAFÓS, 1998; Melo et al, 2001; Tomé, 1997).

A solução do solo não é composta apenas de água pura como também de diversas substâncias minerais e orgânicas dissolvidas. Sua importância é que as plantas somente absorvem nutrientes que estiverem presentes nela e qualquer substância que estiver presente na solução do solo pode ser absorvida pela planta, como alumínio e herbicidas (Tomé, 1997).

Bettiol et al (1983) afirmam que a utilização do biofertilizante organo-mineral é uma alternativa atraente pois no campo, ocorrem menores perdas advindas do fornecimento contínuo de N durante o ciclo das plantas, diferente do fornecimento por adubação mineral. Além disso, no biofertilizante encontramos micronutrientes e matéria orgânica inexistentes no adubo mineral, o que torna simples a comparação quanto a eficiência dos produtos de valor relativo. Como forma de facilitar o transporte e a aplicação do material, recomendando que este esteja seco devido à limitação de utilização direta.

Os micronutrientes são elementos que as plantas necessitam em quantidades muito pequenas, entretanto essenciais para o seu desenvolvimento. São considerados micronutrientes o Cu, Fe, Mn, Zn, B, Mo e Cl. Os bio sólidos contêm micronutrientes tais como Cu, Zn, Mn, B, Mo e Cl. Quando o bio sólido é aplicado em taxas suficientes para suprir as necessidades de N, normalmente as necessidades de micronutrientes das plantas também são atendidas (Tsutiya, 2001).

Na recuperação de uma pastagem de *Brachiaria decumbens* realizada com adubação química, Mattos (2001) verificou que os teores de matéria orgânica, B, Cu, Zn e Fe no solo foram superiores aos teores das áreas que não sofreram adubação recente, assim como os teores de N, Cu, Fe e Zn nas plantas cultivadas nestes tratamentos. O autor ainda observou que as doses de N interagiram significativamente com as de S no crescimento da braquiária, salientando a necessidade de suprimento de S quando há incremento no fornecimento de N.

#### 3.4.3.1 Macronutrientes

##### ✓ Nitrogênio

A maior parte do N do solo encontra-se em forma orgânica (humos, proteínas, aminoácidos, bases nitrogenadas, ácidos nucleicos), pouco absorvida pelas plantas porém, esta é a única forma de armazenamento desse elemento no solo. Para ser assimilado pelas plantas, o N orgânico necessita passar por um processo de mineralização, que leva à formação do íon amônio. Este, em seguida, pode passar por um processo de nitrificação, dando origem ao íon nitrato. Enquanto o íon amônio possui carga positiva e pode ser adsorvido ao complexo de troca catiônica, dificultando sua lixiviação pelo perfil do solo, o íon nitrato, por possuir carga negativa, é muito pouco adsorvido no complexo de troca aniônica (CTA), de pequena expressão em solos de regiões tropicais, sendo, portanto, facilmente lixiviado no perfil do solo, apresentando elevado potencial para poluir as águas subterrâneas e ser perdido para a atmosfera através da desnitrificação. A matéria orgânica representa um reservatório de N que nunca está completamente vazio e, outras vezes, suficientemente cheio para

suprir as necessidades de máxima produção da maioria das culturas (Kiehl, 1985; Melo et al, 2001).

Os nutrientes encontrados em maior quantidade nos bioossólidos são o N e o P, apresentado cerca de 1 a 6% de N (base seca) na forma orgânica e inorgânica, sendo o elemento de maior valor econômico no bioossólido e do qual as culturas apresentam maior resposta. O N é encontrado nas formas amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ), nitrito e nitrato ( $\text{N}_{\text{NO}_3} + \text{N}_{\text{NO}_2}$ ). Os dados bibliográficos apontam uma disponibilidade de 30 a 50% do N no primeiro ano de aplicação do material, cerca de 10 a 20% no segundo e 5 a 10% no terceiro; o restante é considerado como constituinte da matéria orgânica humificada do solo. Já a matéria orgânica varia de 41 a 70% (base seca) no bioossólido (Andreoli et al, 2001; Tsutiya, 2001; Melo et al, 2001).

A velocidade de mineralização do N orgânico é muito variável em função da temperatura, umidade e atividade microbiana no solo, entre outros fatores. Assim, não se pode definir um valor para esta fração de mineralização do bioossólido; sabe-se, no entanto, que varia entre 20 e 70% do N orgânico aplicado, assim como a fração de volatilização do N amoniacal. Estas perdas podem ser minimizadas com a incorporação do bioossólido ao solo, promovendo maior retenção pelas partículas do solo da amônia, que volatiliza permanecendo disponível para as plantas. Já o N nas formas de nitrito e nitrato é prontamente disponível para as plantas, podendo, no entanto, ser rapidamente lixiviado. É dessa forma que o bioossólido pode atender completamente a necessidade de N das culturas, podendo ser aplicado em uma única oportunidade, e liberando lentamente o elemento no solo, na medida em que a planta o necessita. A aplicação do bioossólido como fonte de N, atende, muitas vezes, as demandas nutricionais de micronutrientes por serem exigidos em quantidades pequenas e, no caso de dosagens altas, pode haver perda de nitrogênio por lixiviação e escoamento superficial, contaminando principalmente o lençol freático com nitrato (Andreoli et al, 2001; Tsutiya, 2001; Melo et al, 2001).

### ✓ **Fósforo**

Os solos podem apresentar de 0,05 a 1,25 g.kg<sup>-1</sup> de P total (100 a 2500kg.ha<sup>-1</sup>) a 0,20 m de profundidade; todavia, a quantidade absorvida pelas plantas é baixa, dada à elevada capacidade de fixação do elemento pelos solos, tanto por precipitação quanto por adsorção. Apenas cinco a 30% do total de P aplicado através de fertilizantes químicos são aproveitados pelas plantas. As quantidades de P contido nos biofossólidos variam entre 1,0 a 3,7% (base seca). Estima-se que 50% do P aplicado através de biofossólido estará disponível no primeiro ano e o restante sofre uma liberação lenta e contínua. O P no biofossólido geralmente é suplementado por ser exigido em grandes quantidades nos nossos solos (Tsutiya, 2001; Andreoli et al, 1997; Andreoli et al, 2001; Melo et al 2001).

Os biofossólidos, de modo geral, contêm quantidades de P um pouco menores do que o N. O enriquecimento de P ocorre por adição de outros componentes de uso doméstico, visto que a relação N : P nos alimentos de origem vegetal próximo a 5:1, enquanto que no biofossólido é de apenas de 3 a 1,5:1. O biofossólido também pode atuar no ciclo do P no solo, auxiliando na disponibilidade do P mineral fixado devido a liberação de ácidos pela matéria orgânica, solubilizando esse P no solo e também pode complexa-lo da solução do solo, liberando-o mais tarde; pode, ainda, revestir os componentes do solo que fixam o P mineral (Tsutiya, 2001; Andreoli et al, 1997; Andreoli et al, 2001).

Em estudos realizados por Favaretto et al (2000), onde utilizaram adubação química e orgânica para a reconstituição de uma área minerada de xisto e cultivo de forrageiras em sistema de plantio direto, observou-se que o teor de P na camada superficial do solo foi superior no tratamento com adubação orgânica em relação aos demais tratamentos, não sendo influenciado pela permanência ou não da matéria seca vegetal em superfície.

Em estudos realizados por Amorim et al (1981) com lodo digerido seco e úmido, avaliando sua utilização como fertilizante e fonte de matéria orgânica para solos de baixa fertilidade, observou-se que houve modificação do pH, revelando alta capacidade de correção de solos ácidos, aumentos nos teores de P disponível e

acréscimo na quantidade de matéria orgânica influenciando, conseqüentemente, no crescimento das plantas.

Em latossolo tratado com bio sólido onde Galdos et al (2004) avaliou a produção de milho e atributos químicos no solo (dois anos consecutivos) observou-se aumento nos teores de P na camada de 0-0,10m do solo no primeiro ano. Já no segundo ano não se observou diferença deste elemento, atribuído ao fato da adubação recomendada, que adicionou 21 kg.ha<sup>-1</sup> de P em cada ano e no tratamento testemunha, também acumulou P disponível na superfície, fazendo com que todos os tratamentos alcançassem a faixa considerada alta para P. Wisniewski et al (1996) recuperando uma área degradada por mineração de calcário com o uso de bio sólido, também observaram maiores teores de P disponível quando se aplicou esse material no solo.

#### ✓ **Potássio**

O teor de K do solo pode chegar a mais de 1%, mas a maior parte dele se encontra em forma não disponível para as plantas, caso de minerais primários (feldspatos e as micas moscovita e biotita) e minerais secundários (ilita e vermiculita). (Melo et al, 2001).

As concentrações de K no bio sólido são pequenas porque esse elemento é altamente solúvel em água e durante o processo de tratamento de esgoto ele fica contido no efluente líquido. Entretanto, mesmo apresentando baixos teores de potássio, 100% deste nutriente é considerado assimilável pelas plantas e normalmente é suplementado por fertilizantes químicos nos solos adubados com lodo (Andreoli et al, 2001; Tsutiya, 2001).

Pegorini (2002) observou que os maiores teores de K foram encontrados nos solos sob aplicação de bio sólido em comparação com solos onde não houve aplicação evidenciando a necessidade de reposição deste elemento devido a exportação pelas culturas e lixiviação, o que não estava sendo realizado de maneira suficiente nos solos cultivados do estudo.

Anjos (1999) observou em estudo com bio sólido em Latossolo Roxo, maior ocorrência de K<sup>+</sup> e também de Ca<sup>+2</sup> e Mg<sup>+2</sup> relacionada a maior ocorrência natural

desses elementos nesse tipo de solo e também aos maiores valores de CTC, teor de argila, teores de óxidos de Fe e Al, características essas que conferem maior retenção desses cátions quando oriundos da adição do resíduo. Quando avaliou a lixiviação de  $K^+$ , notou que a percentagem de lixiviação dessa espécie química em relação às quantidades totais presentes nas amostras de solo foram pequenas (de 10 a 16% do aplicado).

Na recuperação de uma área degradada por mineração de calcário com o uso de biossólido, adubo mineral e forrageiras de inverno, Wisniewski et al (1996) não observaram alteração nos teores de K com a aplicação de biossólido, o qual apresentou baixa concentração deste elemento.

### ✓ **Cálcio**

A origem primária do Ca do solo está nas rochas ígneas, onde se encontra na forma de minerais como dolomita, calcita, apatita, feldspatos calcíticos e anfibólios. Através da intemperização, o Ca dos minerais é liberado na forma de  $Ca^{+2}$ , o qual pode permanecer na solução do solo, ser adsorvido ao complexo de troca catiônica (cálcio trocável), ou pelas plantas e organismos do solo ou ainda ser perdido por lixiviação (Melo et al, 2001).

Quando comparado com o Mg e S, o Ca é o que se apresenta em maiores concentrações em biossólidos que utilizam cal como condicionamento ou higienização. Esse nutriente no biossólido está essencialmente na forma mineral e mesmo em pequenas aplicações podem suprir as necessidades da maioria das culturas. Quando a higienização do biossólido é realizada com material alcalino, o biossólido poderá ser utilizado como corretivo de solo provocando um aumento do pH, reduzindo os níveis de Al e Mn tóxicos, melhorando a absorção de nutrientes e estimulando a atividade microbiana. Porém, demandará maior cautela por poder provocar desequilíbrio nutricional, salinização e aumento dos níveis de pH, acima de 6,5 (Andreoli, et al 1997; Andreoli et al, 2001). Essa elevação do pH afeta a disponibilidade de alguns nutrientes, principalmente micronutrientes como Zn e B, o que pode prejudicar o desenvolvimento das culturas e sua produtividade.



Em trabalho realizado por Castro (2000) estudando níveis de degradação e adubação mineral e com biossólido, observou-se que os maiores valores de cálcio ocorrem com a utilização de biossólido, decaindo na adubação mineral e na testemunha.

Jorge et al (1991) estudaram por quatro anos um Latossolo Vermelho Escuro onde se aplicou 40 e 80 Mg.ha<sup>-1</sup> de biossólido com e sem adição de calcário e observaram que a adição do corretivo diminuiu a estabilidade dos agregados atribuída a elevação do pH do solo e do teor de Ca<sup>+2</sup> e redução do Al<sup>+3</sup> trocável do sistema que é um cátion com maior poder de floculação.

Avaliando o uso de biossólido na adubação de soqueira de cana-de-açúcar, nas doses de 0, 15 e 30 Mg.ha<sup>-1</sup> (base úmida e sem caleação) nos teores de metais pesados do solo, Silva et al (1998) observaram que foram adicionados a esse solo 133 kg.ha<sup>-1</sup> de Ca na maior dosagem do resíduo, o que explica o aumento do teor no solo.

#### ✓ **Magnésio**

A origem do Mg do solo é muito semelhante a do Ca, sendo que os minerais primários que o contêm são biotita, dolomita, clorita, serpentina e olivina. Por intemperização desses minerais, o Mg é liberado na forma de cátion (Mg<sup>+2</sup>), que pode permanecer na solução do solo (Mg solúvel), ser absorvido por plantas e organismos do solo, adsorvido ao complexo de troca catiônica (Mg trocável) ou lixiviado para as camadas mais profundas do perfil do solo. Os resíduos orgânicos, como restos culturais, esterco de animais, lixo urbano e biossólido constituem-se fontes de Mg para o solo, apresentando-se em concentrações consideráveis em biossólidos que utilizam cal para o condicionamento ou higienização, estando essencialmente na forma mineral e, suprimindo a maioria das culturas mesmo em pequenas aplicações (Andreoli, et al 1997; Andreoli et al, 2001; Melo et al, 2001).

Em trabalho realizado por Pegorini (2002), onde se avaliou o impacto ambiental do Programa de reciclagem agrícola do lodo de esgoto na região metropolitana de Curitiba, observou-se que a utilização de biossólido caleado a 50% de seu peso seco afetou significativamente o teor de Mg dos solos, elevando-o acima

dos níveis anteriores à aplicação e aos obtidos com uso de calcário. Porque o biossólido apresentava altos teores de Mg (3 a 7%) e conseqüentemente sua aplicação no solo influenciou diretamente o teor deste elemento.

#### 3.4.3.2 Metais pesados e micronutrientes

O solo apresenta em sua constituição, em maior ou menor concentração, os chamados metais pesados. Trata-se de elementos químicos que possuem peso específico maior que  $5\text{g.cm}^{-3}$ , entretanto, esse termo é utilizado para elementos que contaminam o meio ambiente, provocando diferentes danos à biota, podendo ser metais, semi-metais e mesmo não metais como o Se. Os principais elementos enquadrados neste conceito são o Ag, As, Cd, Co, Cr, Hg, Ni, Pb, Sb, Se, Zn, Al, Cu, Fe, Mn, Mo, B, Ba, Be, Bi, Ga, Sc, Sn, La, Li, Sr, Ti, V, Y e Zr. Estes elementos são encontrados naturalmente no solo, advindos da decomposição do material de origem ou adicionados pela precipitação atmosférica, cinzas, calcário, ou adicionados por fertilizantes químicos e adubos orgânicos, porém inferiores às concentrações consideradas tóxicas para diferentes organismos vivos. Dentre eles As, Co, Cr, Cu, Se e Zn são essenciais aos organismos em certas quantidades e desempenham papel fundamental na fertilidade do solo, enquanto outros não desempenham qualquer função no metabolismo, sendo tóxicos as plantas e animais (Melo et al, 2001; Sposito, 1989; Tsutiya, 2001; Silva et al, 2001; Marques et al 2001).

Normalmente os metais pesados apresentam-se em concentrações muito pequenas, associados a outros elementos químicos, formando minerais em rochas, assim como exemplificado na tabela a seguir. Quando lançados na água como resíduos industriais, podem ser absorvidos pelos tecidos animais e vegetais. Podem apresentar-se em estrutura cristalina de minerais e óxidos primários ou minerais secundários, na forma de óxidos hidratados, ocluso em óxidos, adsorvido na superfície de colóides, complexado com a matéria orgânica, precipitado na forma de sais insolúveis, estar solúvel na solução do solo, parcialmente imobilizado na estrutura de seres vivos ou adsorvido em sítios de troca específicos. A toxidez devido ao metal pesado deve ser

acompanhada através da análise do bio sólido, do solo e dos sintomas visíveis na planta (Beckett<sup>12</sup>, 1991, citado por Tsutiya, 2001; Melo et al, 2001; Silva et al, 2001).

TABELA 04: CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DE ALGUNS METAIS PESADOS NO AMBIENTE E EM RESÍDUOS

Elemento	Solo Agrícola (mg.kg <sup>-1</sup> )		Alimentos (cereias, frutas e vegetais)	Lodo de esgoto (mg.kg <sup>-1</sup> )	Fertilizantes (mg.kg <sup>-1</sup> )		Esterco suíno no Brasil (mg.kg <sup>-1</sup> )
	Europa	Paraná			fosfatado	nitrogenado	
Cd	0,01-2,4	2,8-3,2	Até 25µg.kg <sup>-1</sup>	1-3410	0,1-170	0,05-8,5	0,58
Pb	2-300	14-94	73 µg.kg <sup>-1</sup>	29-3600	7-225	2,27	19,6
Hg	-	-	2-20 µg.kg <sup>-1</sup>	0,1-55	0,01-1,2	0,3-2,9	-
Ni	2-1000	8-98	0-10 mg.km <sup>-1</sup>	6-5300	7-38	7-34	4,0
Zn	10-300	5-194	<5 mg.km <sup>-1</sup>	91-49000	50-1450	1-42	1670
Cu	2-250	10-466	>10 mg.km <sup>-1</sup>	50-8000	1-300	-	230
Cr	5-1500	4-145	10-300 µg.kg <sup>-1</sup>	8-40600	66-245	3,2-19	19,3
As	1,8	-	-	-	-	-	-
B	-	-	1-50 µg.kg <sup>-1</sup>	-	-	-	-

Fontes: Canadian Water guidelines<sup>13</sup> (1993), Helou (2000), WHO<sup>14</sup> (1996), adaptado por Silva et al, 2001.

Pegorini (2002) observou, em estudo relacionando a reciclagem agrícola de lodo de esgoto na região metropolitana de Curitiba, comparando os teores de metais pesados em esterco de bovinos, suínos e aves com o bio sólido. As concentrações de Cu são semelhantes, levemente superiores no bio sólido para Cr, Cd, Pb e Ni, fruto das contribuições industriais. Para o Zn, os valores são ligeiramente superiores aos esterco de bovinos e de aves, no entanto, muito inferiores aos de suínos, mostrando que o bio sólido não oferece riscos maiores que os esterco animais de uso freqüente e indiscriminado na agricultura.

### ✓ Níquel

Apesar do Ni estar em maior concentração que o Cr no solo, tem distribuição similar a este e ao Fe. Ainda possui alta afinidade com o Fe e S, sendo normalmente

<sup>12</sup> Beckett, P. H. T. – **Critical tissue concentrations as indicators of toxicity** – Suelos Ecuatoriales. Bogota, 1991.

<sup>13</sup> CANADIAN WATER GUIDELINES – **Task force on water quality guidelines of de Canadian council of ministers of environmental**. (1993).

<sup>14</sup> WORLD HEALTH ORGANIZATION – **Drinking water quality guidelines** – USA (1996).

encontrado em associação com esses elementos. É facilmente mobilizado durante o intemperismo do solo e co-precipitado com os óxidos de Fe e Mn, entretanto grande parte é fracamente fixado com o Co. Em relação a sua distribuição no solo, aparece ligado à matéria orgânica ou à fração argila, conforme tipo de solo e nos horizontes superficiais do solo, aparece ligado às moléculas orgânicas na forma de quelatos (Kabata-Pendias e Pendias, 1992). O Ni pode estar no solo em diversas formas como mobilizado pela matéria orgânica com carbonatos e óxidos (a ligação do Ni com ligantes orgânicos pode não ser forte), complexado com o S e ácidos orgânicos reduzindo sua adsorção, remobilizado na fase sólida do solo (pode ser possível na presença de ácidos fúvicos e húmicos) e ainda pode ser bastante móvel em solos com alta capacidade de complexação como aqueles ricos em matéria orgânica e poluídos (Bloomfield<sup>15</sup>, 1981 citado por Kabata-Pendias e Pendias, 1992).

Particularmente, o Ni nos bio sólidos está na forma de quelatos e é prontamente disponível para plantas podendo ser fitotóxico em níveis mais elevados, apesar de ser considerado essencial por participar do sítio ativo da urease. Solos tratados com fosfatos, matéria orgânica ou cal têm a disponibilidade do Ni reduzida para as plantas (Kabata-Pendias e Pendias, 1992; Melo et al, 2001).

Borges e Coutinho (2004) observaram aumentos nos teores de Ni, tanto na fração trocável quanto orgânica na camada arável de neossolo e latossolo que receberam aplicação de 10, 20, 40 e 60 Mg.ha<sup>-1</sup> (base seca) de bio sólido sem correção. Nos solos que foram corrigidos previamente com calcário, observou-se uma diminuição nos teores do metal na fração trocável e aumentos na fração orgânica. Essas frações estão disponíveis para a planta onde se observou acúmulo pequeno, porém significativo no milho. Por outro lado, Hernandez et al (1991) estudaram a influência dos metais pesados pela aplicação de bio sólido no solo em comparação com esterco de aves até que o teor de carbono oxidável chegasse a 1,5% e observaram que o total de Ni no solo não foi afetado pela aplicação dos resíduos orgânicos assim como o conteúdo extraível.

---

<sup>15</sup> BLOOMFIELD, C. – **The translocation of metals in soils** – in: Chemistry of soil processes. GREENLAND, D.J. and HAYES, M. H. B. eds. John Wiley & sons. New York, 1981. 463p.

Avaliando o uso de biossólido na adubação de soqueira de cana-de-açúcar, nas doses de 0, 15 e 30 Mg.ha<sup>-1</sup> (base úmida) nos teores de metais pesados do solo, detectou-se aumentos Ni, uma vez que o teor deste no biossólido se encontrava bem próximo ao limite máximo permitido pela EPA (1993) que é de 420 mg.kg<sup>-1</sup>. No entanto, o teor encontrado no solo não representou contaminação ambiental, estando dentro da faixa de variação dos teores médios encontrados no solo. Entretanto, a aplicação anual prolongada de biossólido ao solo pode tornar-se restritiva ao sistema de produção agrícola (Silva et al, 1998).

### ✓ Cádmio

O Cd é encontrado na natureza acompanhando o Zn e o Pb, de modo que a extração e processamento desses metais levam, muitas vezes, à contaminação do meio ambiente pelo Cd. Entretanto, mesmo sendo considerado elemento benéfico ao desenvolvimento das plantas, Cd não é essencial às plantas e é altamente tóxico em baixas concentrações também para animais, acumulando-se na cadeia alimentar. Antes de qualquer sintoma ser detectado, o Cd adicionado ao solo é rápida e prontamente absorvido pelas plantas, aumentando drasticamente o nível do elemento acumulado. Por outro lado, a tolerância apresenta grande variabilidade entre as espécies (Melo et al, 2001; Silva et al, 2001).

O Cd é relativamente imóvel no perfil do solo, de tal modo que, em solos contaminados pela presença de fundições, o teor de Cd na profundidade 0,30-0,40m foi à mesma de solos não contaminados. Assim, existem diversos fatores envolvidos na sua dinâmica no solo, partindo da sua interação com as partículas e elementos químicos do solo (nutrientes ou não), com a matéria orgânica e da interação dos metais entre si. O teor de Cd na solução do solo é governado pela matéria orgânica, pelo pH e pelo teor de Cd presente. Quando o teor de Cd é baixo, ocorre a formação de complexo organomineral; quando o teor é muito alto, ocorre a formação de precipitado de carbonato e fosfato de cádmio, o que é facilitado por pH mais elevado. Em solo ácido a formação de complexos com a matéria orgânica e as reações com os sesquióxidos são os fatores que mais afetam a sua solubilidade. A presença de Cl no solo pode

precipitar Ag, impedindo sua absorção e aumentar a disponibilidade de Cd (Andreoli et al, 2001; Melo et al, 2001).

Grande parte de trabalhos que relacionam a aplicação de bio sólidos no solo não verifica variações significativas nos teores de Cd adicionados ao solo através desse resíduo quando há utilização de bio sólidos com pouca adição ou contaminação desse metal, não trazendo prejuízos ao meio ambiente. Um exemplo foi o estudo de Siegenthaler e Stauffer (1991) que analisaram o efeito ambiental a longo prazo de solos que receberam aplicação de bio sólido e resíduo líquido de suíno (de 0, 2 a 5 Mg.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> de matéria orgânica) e, após 11 anos, não observaram incrementos de Cd nesses tratamentos. Erp e Lune (1991) também estudaram a lixiviação de metais pesados onde foi aplicado bio sólido e produtos compostos de bio sólido nas quantidades de 0, 10% do volume (seco ao ar) de solo. O que se observou foi um aumento na concentração de Cd que, posteriormente, decresce e se estabiliza, mesmo no tratamento só com bio sólido.

#### ✓ **Cobre**

O Cu é um elemento bastante importante na dieta humana. A tolerância ao Cu aumenta proporcionalmente à concentração disponível de alguns metais, como o Mo. O Cu pode ser altamente tóxico aos animais na forma iônica, porém muito menos tóxico quando presente na água, limitado a forma orgânica. Quando adicionado ao solo aí permanece por longo período de tempo, uma vez que o mesmo é fixado fortemente pela matéria orgânica, pelos óxidos de Fe, Al e Mn e pelos minerais de argila, sendo praticamente imóvel e menos prontamente deslocado entre os metais pesados. Dessa forma, tende a se acumular na serrapilheira acima da superfície do solo ou nas camadas superficiais do solo e em altas concentrações nas raízes, todavia, não é transportado em altas concentrações para a parte aérea das plantas se concentrando apenas no sistema radicular (Melo et al, 2001; Silva et al, 2001).

Em estudos realizados em vários solos do estado do Paraná, verificou-se que o teor de Cu total está relacionado com o material de origem. Os maiores teores foram encontrados nos solos derivados de rochas eruptivas básicas (entre 90 e 140 mg.kg<sup>-1</sup>

para litólicos, terra roxa estruturada e latossolo roxo), os teores intermediários foram verificados nos solos derivados de migmatito (podzólico vermelho-amarelo, latossolo vermelho amarelo e vermelho escuro), argilito + arcósio (cambissolos, rubrozem e latossolo vermelho escuro), sedimentos argilosos (gley pouco úmido) e folhelhos argilosos (entre 20 e 75 mg.kg<sup>-1</sup> para cambissolo e latossolo vermelho escuro) (Santos Filho e Rocha, 1982).

Em trabalho realizado por Martins et al (2003), observou-se que a produção de grãos e matéria seca do milho teve um aumento linear com a adubação de 40,6 até 80Mg.ha<sup>-1</sup> de biossólido. A adição de 63 kg.ha<sup>-1</sup> de Cu no solo e a baixa resposta do Cu a adubação com biossólido foi atribuída à forte quelação que este metal sofre com a matéria orgânica e o antagonismo entre Cu e Zn na solução do solo.

#### ✓ **Zinco**

O Zn é um elemento essencial ao organismo dos homens, animais e plantas, por participar em, pelo menos, 70 metaloenzimas conhecidas. Assim como outros metais, o Zn tem sua toxicidade influenciada pelo pH e pela quantidade de matéria orgânica contida no solo. O Zn é prontamente deslocado para a planta, absorvido e translocado para a parte aérea e também pode ser absorvido em quantidades tóxicas antes que o acúmulo de Cd seja significativo. Embora dietas de até 50 mg.kg<sup>-1</sup> não tenham causado efeito deletério a animais, altas concentrações desse metal conduzem à contaminação de algumas culturas. Os efeitos tóxicos são reduzidos em solos com pH acima de 6,0, com textura fina e com elevada matéria orgânica (Andreoli et al, 2001; Silva et al, 2001).

Comparando solos cultivados que sofreram adubações freqüentes com biossólidos durante 20 anos, com adubação através de fertilizantes químicos, composto de lodo de esgoto e composto vegetal, McGrath et al (2000) verificaram acréscimos de Zn até a última aplicação e um posterior decréscimo ao término das aplicações, ficando concentrado na camada arável do solo. Este fato foi atribuído ao pouco deslocamento para os horizontes subsuperficiais e a afinidade do Zn com a matéria orgânica.

Em trabalho realizado por Martins et al (2003), observou-se que a produção de grãos e matéria seca do milho teve um aumento linear com a adubação de 40,6 até 80Mg.ha<sup>-1</sup> de biossólido. Ainda constatou-se a adição de 152 kg.ha<sup>-1</sup> de Zn no solo. Em consequência, o Zn na parte aérea das plantas teve um aumento significativo no seu teor e provocou redução nas concentrações de Fe e Mn, não alterando a concentração de Cu. Entretanto, a absorção de Zn, Fe e Mn pelo milho foram significativamente reduzidas pela adição de calcário nas áreas de aplicação de biossólido, atribuindo este fato principalmente a maior produção de matéria seca por área, diluindo assim a absorção deste elemento. Outro fato que pode ter influenciado nestes resultados pode ter sido a variação do pH e interação desses elementos na planta.

#### ✓ **Cromo**

A distribuição do Cr no perfil do solo tem mostrado resultados discrepantes. Em alguns trabalhos sua distribuição tem sido uniforme, em outros, tem sido observado acúmulo na superfície ou em profundidade. A adição de Cr no solo através do biossólido, assumindo uma disponibilidade de 100% para este elemento, envolve diversos fatores que influenciam na sua dinâmica no solo, partindo da sua interação com as partículas e elementos químicos (nutrientes ou não), com a matéria orgânica e da interação dos metais entre si (Andreoli et al, 2001; Melo et al, 2001).

Conforme Wittbrodt e Palmer<sup>16</sup> (1996) citados por Anjos (1999), o aumento do pH dos solos e a presença de substâncias húmicas e fúlvicas proporcionado pela adição de biossólido pode condicionar a redução a forma Cr<sup>+3</sup>, menos móvel e menos tóxica. Uma vez em condições alcalinas ou pouco ácidas, o Cr (IV) reduzido a forma Cr<sup>+3</sup> pode ser precipitado como hidróxidos ou complexados junto as moléculas orgânicas ou ainda adsorvidos à superfícies minerais, tornando-se, dessa forma, pouco móvel em um sistema equilibrado.

---

<sup>16</sup> WITTBRODT, P. R. E PALMER, C. D. – Reduction of Cr (VI) by soil humic acids – **European Journal of Soil Science**, v. 47, n. 4, p. 151 – 162. (1996).



Hernandez et al (1991) estudaram a influência dos metais pesados pela aplicação de biossólido no solo em comparação com esterco de aves, até que o teor de carbono oxidável alcançasse 1,5%, e observaram que o total de Cr no solo não foi afetado pela aplicação dos resíduos orgânicos, assim como o conteúdo extraível.

### ✓ **Chumbo**

O Pb tende a se acumular nas camadas superficiais devido à incorporação dos restos culturais, mas também se tem observado a migração no perfil até 0,30-0,45m. Em solo que recebeu biossólido durante 6 anos, o acúmulo de Pb ocorreu nos primeiros 0,15m. Porém, é o menos móvel dos metais pesados além de não essencial para as plantas ou animais, podendo ser tóxico para ambos. É um elemento fixado fortemente pelo solo na forma de complexos orgânicos muito estáveis, sendo, portanto pouco absorvido pelas plantas. O Pb no solo pode estar associado a matéria orgânica, com os minerais de argila, óxidos de Mn e aos hidróxidos de Fe e Al podendo ser solubilizado em ambientes ácidos (Melo et al, 2001; Silva et al, 2001; Kabata-Pendias e Pendias, 1992).

Para o Pb a elevação do pH promove a formação de precipitados na forma de hidróxidos, fosfatos e carbonatos de Pb e de complexos insolúveis com a matéria orgânica. Diversos fatores são envolvidos na dinâmica de Pb no solo com adição de biossólido, partindo da sua interação com as partículas e elementos (nutrientes ou não), com a matéria orgânica e da interação dos metais entre si (Andreoli et al, 2001; Melo et al, 2001).

O trabalho realizado por Barriquelo et al (2003) com biossólido contaminado com Pb aplicado no solo mostraram uma maior acumulação deste elemento nos primeiros 0,20m de solo, onde o biossólido foi efetivamente incorporado, não mostrando diferença significativa sobre a acumulação deste elemento na profundidade de 0,20 a 0,60m devido ao Pb não percolar ou difundir-se nas camadas subsuperficiais do solo.

Ao avaliar a disponibilidade do Pb na camada arável de um neossolo e latossolo que sofreram aplicação de 10, 20, 40 e 60 Mg.ha<sup>-1</sup> (base seca) de biossólido

com e sem correção prévia dos solos, observou-se que as quantidades de Pb extraídas aumentaram com as doses de biossólido, e na presença de corretivo, houve diminuição nas primeiras doses voltando a crescer no latossolo (extração por DTPA e Mehlich – 1) devido ao aumento do teor da matéria orgânica do solo com o biossólido. A matéria orgânica associada a elevação do pH diminui a absorção de Pb pelas plantas, pelo íon  $Pb^{+2}$  formar complexos com compostos húmicos do solo, ficando assim menos disponível (Borges e Coutinho, 2004).

### ✓ **Mercúrio**

O Hg aparece normalmente nos solos em baixas concentrações. Tem boa afinidade para formar ligações fortes com S, formar compostos orgânicos estáveis em meios aquosos e ainda pode ser volátil como Hg elementar. A acumulação de Hg no solo é controlada pela formação de complexos orgânicos e precipitação, portanto, sua mobilidade requer um processo de dissolução de degradação química e biológica desses componentes orgânicos de mercúrio (Kabata-Pendias e Pendias, 1992).

Em estudos realizados por Pegorini (2002) constatou-se que os teores de Hg nos solos onde foi aplicado biossólido esteve abaixo do limite de detecção ( $50 \mu g.kg^{-1}$ ). Avaliando os metais pesados como principal fator limitante para o uso agrícola de biossólidos das ETE's, Tsutiya (1999) observou que as concentrações de Hg nas ETE's de Suzano e Barueri apresentaram redução desse elemento do ano de 1993 até 1996, mantendo-se abaixo da concentração máxima permitida pela EPA 40CFR part 503 que é de  $57 mg.kg^{-1}$ . Seaker e Sopper (1988) avaliaram a decomposição microbiana e monitoraram os teores de metais pesados em solos de área degradada em processo de recuperação com a utilização de altas doses de biossólido, e verificaram que a concentração de Hg no biossólido era de  $1 mg.kg^{-1}$ . Após seis anos, a aplicação acumulativa foi de  $128 Mg.ha^{-1}$  (base seca) do material e o teor no solo reduziu de 0,6 para  $0,1 kg.ha^{-1}$ .

### ✓ Boro

O B é um não metal distribuído irregularmente na crosta terrestre, tendendo facilmente para a solução sob diversas formas de ânions geradas no processo de intemperismo do solo. Embora o B possa se retido nas argilas, a concentração na solução do solo é relativamente mais alta. Em geral, a maior parte desse elemento está retido nos sesquióxidos e em outros minerais de argila, pouco nos óxidos e hidróxidos de Al e mais efetivamente nos óxidos e hidróxidos de Fe. A matéria orgânica ainda exerce grande influência na mobilidade e disponibilidade do B, particularmente em solos ácidos. O decréscimo em sua solubilidade foi observado em solos que receberam altas doses de fertilizantes potássicos podendo este ser um efeito secundário do B em relação a sua afinidade com as ilitas ou montmorilonitas que formam solos ricos em K (Cumakov<sup>17</sup>, 1988 citados por Kabata-Pendias e Pendias, 1992; Kabata-Pendias e Pendias, 1992; Lindsay, 1972). O B nos solos é considerado o micronutriente mais móvel e se move segundo o fluxo de água (Kabata-Pendias e Pendias, 1992).

O B é removido apenas até limites reduzidos pelas plantas e, em terreno argiloso, por absorção. É essencial ao crescimento das plantas, com grande influência na produtividade em concentrações próximas a poucos décimos de  $\text{mg.l}^{-1}$  em solução nutritiva, e tóxico para algumas plantas mais sensíveis já em concentrações de  $1 \text{ mg.l}^{-1}$  no solo, como por exemplo *Citrus*. Por outro lado, existem gramíneas relativamente tolerantes, mesmo em concentrações de 2 a  $10 \text{ mg.l}^{-1}$  (Silva et al, 2001).

Avaliando o uso de biossólido na adubação de soqueira de cana-de-açúcar, nas doses de 0, 15 e  $30 \text{ Mg.ha}^{-1}$  (base úmida) nos teores de metais pesados do solo, Silva et al (1998) detectaram que o resíduo atuou como fonte de B assim como de outros nutrientes auxiliando no aumento de produtividade de colmos e açúcar, causando alterações no solo e possibilitando uma nutrição mais adequada as plantas.

Em trabalhos com a utilização do biossólido como fertilizante na agricultura do Distrito Federal, Lemainski (2003) observou que para produções acima de  $7.400 \text{ kg.ha}^{-1}$  de milho, obtida com a aplicação de  $30 \text{ Mg.ha}^{-1}$  (base úmida), o conteúdo

---

<sup>17</sup> CUMAKOV, A. – **Trace elements in slovakian soils and plant nutrition** – PhD thesis, Institute of Sugar Industry, Bratislava, 350p. (Cz), 1988.

removido de B pela colheita foi inferior ao exigido pela cultura neste índice de produção.

### 3.5 RISCOS ASSOCIADOS À UTILIZAÇÃO DE BIOSSÓLIDO

A utilização de bioossólidos nas práticas agrícolas e florestais e sua reciclagem no solo necessitam, além da determinação das características reológicas, físicas e químicas do bioossólido, de um amplo conhecimento das propriedades fundamentais e na quantidade de elementos poluentes que estão sendo incorporados ao solo para poder-se limitar a quantidade de bioossólido a aplicar, prevenindo a ocorrência de qualquer problema futuro. O solo pode ser considerado como alternativa de disposição final quando a incorporação do bioossólido promovem a rápida atividade biológica e a ciclagem de nutrientes, matéria orgânica e outros componentes sem oferecer riscos ao ambiente, à saúde e ao potencial produtivo do solo. Neste sentido, os fatores que podem oferecer mais riscos são a contaminação da água subterrânea devido a lixiviação, da água de superfície devido ao carreamento superficial de componentes do bioossólido e o contato direto com pessoas e animais (Andreoli et al, 2001; Melfi e Montes, 2001).

O bioossólido pode contribuir para a degradação dos solos e provocar desequilíbrios físico-químicos, biológicos e nutricionais. Se, por um lado, os patógenos podem ser facilmente eliminados dos bioossólidos pelos métodos de higienização disponíveis, os metais pesados podem inviabilizar sua disposição no solo por poder poluir o solo pela concentração elevada de elementos tóxicos ou fitotóxicos. Sua presença pode provocar alterações na comunidade microbiana do solo e, com isso, afetar a funcionalidade do agroecossistema, induzindo a problemas com doenças e pragas em plantas e ainda pode reduzir a comunidade de organismos benéficos a estas plantas. Podem também alterar a ciclagem de nutrientes como o C e o N, de importância fundamental para o crescimento vegetal, interferindo sobre a dinâmica do C em nosso planeta, podendo contaminar o meio ambiente através da lixiviação excessiva do nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), perdendo a amônia para a atmosfera e do carreamento do

P para cursos d'água através da erosão. Quando o sistema de higienização empregado envolve processos alcalinos, o bio sólido pode elevar o pH dos solos a níveis inadequados, provocando distúrbios sobre a disponibilidade de nutrientes. A utilização freqüente de bio sólido calcado, pode adicionar grandes quantidades de Ca e Mg no solo, provocando o desequilíbrio de nutrientes e, num estágio mais avançado, salinização do solo (Melfi e Montes, 2001; Ludwick and Jonhston, 2002; Bayer e Mielniczuk, 1999; Andreoli et al, 2001; Tsutiya, 2001; Carvalho e Barral, 1981; Melo et al, 2001).

### 3.6 PLANTAS

A vegetação expressa a ação do clima em relação à latitude, altitude e a natureza do solo. A boa distribuição pluviométrica em quase todos os meses do ano, contribui para o desenvolvimento de florestas na maior parte do Estado do Paraná, ficando os campos em segundo lugar. Apenas em alguns lugares ocorrem pequenas áreas com vegetação de cerrado ou cerradão, como também campos e florestas hidrófilas de várzea, principalmente junto aos rios e por último a vegetação litorânea fortemente influenciada pelas condições marinhas. Com a expansão da lavoura e da urbanização das cidades, a floresta quase desapareceu. Diminutas reservas ainda testemunham e retratam o seu comportamento (EMBRAPA, 1984).

Cerca de 10 a 20% da matéria verde da planta corresponde a matéria seca e apenas 10% desta última é constituída de carbono, oxigênio e hidrogênio. Os demais elementos que fazem parte da constituição da planta correspondem 1,5% da matéria verde. Esses elementos constituem a composição mineral da planta, tendo P, S, K, Ca, Mg, Si dentre outros absorvidos principalmente pelo solo (Epstein, 1972).

A aplicação de bio sólido tem conduzido ao aumento na absorção de nutrientes pelas culturas resultando na melhoria das propriedades do solo, com reflexo na produtividade. Em função de sua composição, este aumento nem sempre mantém o equilíbrio adequado entre os diferentes nutrientes de modo que, mesmo havendo

aumento na disponibilidade de nutrientes, a planta não apresentará aumento na produtividade (Melo et al, 2001).

Griebel et al (1979) avaliaram a influência de doses de biossólido entre 75 e 150 Mg.ha<sup>-1</sup> (base seca) e adubação mineral no crescimento de vegetação espontânea em solos degradados testados em vasos. Os tratamentos com biossólido apresentaram mais de 95% de cobertura e tiveram as maiores produções de matéria seca, aumentando conforme as dosagens aplicadas. As doses superiores a 112 Mg.ha<sup>-1</sup> apresentaram resultados semelhantes a solos não degradados.

Sopper e Kerr (1982) estudaram a recuperação de aproximadamente 1.500 hectares de áreas degradadas, com doses de biossólido entre 7 a 202 Mg.ha<sup>-1</sup> (base seca) e utilizaram gramíneas de rápido crescimento e cobertura com leguminosas apresentando aumentos significativos de matéria seca superando as expectativas requeridas para revegetação.

Sopper (1993) também verificou que a aplicação de biossólido proporcionou um efeito benéfico para um rápido estabelecimento e crescimento de gramíneas e leguminosas em áreas degradadas. Nos tratamentos com o uso do biossólido, as plantas se mostraram mais vigorosas, com maior porcentagem de cobertura, maior produtividade e desenvolvimento de sistema radicial. Nos locais onde a vegetação foi mantida, houve uma grande reciclagem de nutriente e conseqüente acúmulo de matéria orgânica.

Castro (2000) também observou que as produções de matéria seca de aveia e de milho foram superiores nos tratamentos em que foi aplicado biossólido, tendo sido pouco influenciadas pelos diferentes níveis de degradação simulada do solo.

Ao comparar a utilização de lodo de esgoto na forma de fertilizante organo-mineral (com 30 e 70% de lodo de esgoto), Bettiol et al (1983) não verificaram diferenças significativas na produção de matéria seca do milho, apesar de se observar uma tendência a maior produção nas maiores dosagens de lodo de esgoto (9 Mg.ha<sup>-1</sup>) atribuído ao maior desenvolvimento radicial das plantas desse tratamento explicado pelo efeito da matéria orgânica adicionada através do lodo no solo.

### 3.6.1 Nutrientes Essenciais para as Plantas

Um certo elemento pode estar presente na planta, no entanto não significa que este seja essencial à vida da mesma. O solo contém inúmeros elementos químicos e uma planta cultivada deve conter conseqüentemente pelo menos traços da maioria desses elementos, tanto dos essenciais para o crescimento quanto outros não essenciais (Epstein, 1972). Na tabela a seguir, seguem os principais elementos químicos observados na planta de milho.

TABELA 05: PRINCIPAIS ELEMENTOS ENCONTRADOS NA PARTE AÉREA DO MILHO (FOLHAS, COLMO, ESPIGAS E GRÃOS).

Elemento	total da matéria seca (g.kg <sup>-1</sup> )	Elemento	total da matéria seca (g.kg <sup>-1</sup> )
H	0,624	Mg	0,018
N	0,146	Fe	0,008
S	0,017	Mn	0,003
P	0,020	Si	0,117
Ca	0,023	Al	0,011
K	0,092	Cl	0,014
		não detec.	0,093

Fonte: adaptado de Malavolta et al (1967)

Em situações de estresse, os carboidratos produzidos pela fotossíntese são utilizados preferencialmente pela parte aérea em prejuízo do sistema radicial. Alguns nutrientes, como o S e Cu, sob condições de deficiência na planta, não são remobilizados para as folhas novas, aparentemente com o propósito de retardar o processo de senescência dessas folhas e mantê-las ativas fotossinteticamente por mais tempo. Para o máximo crescimento e desenvolvimento das forrageiras, é importante se levar em consideração o índice de área foliar e eficiência fotossintética das folhas. Esses fatores capacitam a planta na maior interceptação de luz solar aumentando a taxa de acúmulo de matéria seca (Corsi e Nascimento Júnior, 1994; Gomide, 1994).

### 3.6.2 Disponibilidade de Metais Pesados para as Plantas

Alguns locais, naturalmente ou não, podem conter elevadas concentrações de metais pesados, e associado a este fator, freqüentemente ocorre uma baixa concentração de nutrientes. Entretanto essas áreas não permanecem desnudas por muito tempo porque há plantas que as colonizam. Essas plantas geralmente são diferentes das plantas do entorno da área, já que enfrentam altas concentrações de alguns metais provocando uma seleção dessas espécies (Epstein, 1972).

A disponibilidade de metais pesados para as plantas é afetada por uma série de fatores como textura do solo, tipo de mineral de argila, pH, teor de matéria orgânica e aeração. Quanto mais argiloso o solo, maior tende a ser a sua CTC, o que significa maior possibilidade de ter o metal pesado na forma trocável. Solos mais intemperizados tendem a apresentar CTC menor, com menor teor trocável de metal pesado. A matéria orgânica, a aeração do solo e o pH também afetam a disponibilidade dos metais pesados para as plantas (Melo et al, 2001). As plantas podem absorver esses metais, entretanto elas apresentam níveis de tolerância antes que este metal possa causar fitotoxidez, conforme observado na tabela a seguir.



TABELA 06: NÍVEIS DE TOLERÂNCIA DE METAIS PESADOS SUGERIDOS EM PRODUTOS AGRÍCOLAS.

Elemento	Sugestão de nível de tolerância (mg.kg <sup>-1</sup> )
Fe	750
Mn	300
Al	200
Zn	300
Cu	150
B	100
Cr	2
Pb	10
Co	5
Ni	50
Cd	3

Fonte: Sopper (1993)

Ao se aplicar 0, 10 e 17 Mg.ha<sup>-1</sup> (base seca) de lodo de esgoto tratado com metais pesados para avaliação da absorção de Ni, Pb, Cd, Zn por azevém (*Lolium multiflorum*) verificou-se que, se as doses desses metais não forem excessivas, podem não afetar o desenvolvimento das plantas. Neste trabalho não se verificou sintoma de toxidez. Nas plantas observou-se o efeito diluição e, apesar da maior absorção de Cd e Ni, se mantiveram com limites bem inferiores aos máximos estabelecidos. Isso porque as quantidades adicionadas desses metais foram relativamente baixas sendo 157, 567, 76, 1800 e 595 mg.kg<sup>-1</sup> em um nível enriquecimento e 262, 1391, 143, 2800 e 1097 mg.kg<sup>-1</sup> para o outro para Ni, Pb, Cd, Zn e Cu, respectivamente (Pombo, 1995).

### 3.6.3 Milheto

O milheto (*Pennisetum americanum* CL, Leeke [P. Glaucum (L.) R. Br]) é uma gramínea forrageira anual de verão, considerada uma pastagem de dias longos, muito útil para forrageamento de bovinos. É uma espécie cespitosa de porte ereto, e apresenta perfilhamento abundante. A estatura do colmo pode superar 3,0m podendo atingir 1,5m aos 50 a 55 dias após a emergência. A prática tem revelado que só são bem-sucedidas as semeaduras realizadas a partir de outubro. Sob essa condição, a forrageira germina bem e o crescimento de plantas ocorre com rapidez e compensa o

plantio antecipado. O ciclo de produção pode estender-se de novembro a maio (Santos et al, 2002).

É uma forrageira de origem africana utilizada para corte e posteriormente pastagem de parte da primavera ao outono apresentando alto rendimento e rusticidade. Sua germinação dá-se de 6 a 8 dias podendo ser cortada ao alcançar um metro de altura. Pode ser estabelecida por plantio direto, com 12 a 15 kg de semente por hectare, em linhas espaçadas de 0,30 a 0,50 m. Quando consorciada, pode-se usar de 10 a 12 kg por hectare de semente. As sementes devem ficar a 0,03 m de profundidade do solo. A semeadura deve ser realizada quando o solo apresentar temperatura de 18 a 20°C, para que não haja prejuízos em relação à germinação. É uma planta completamente atóxica para os animais em qualquer estágio vegetativo, para corte, pastejo direto, feno e silagem. Durante o período vegetativo, que é de 120 a 150 dias, produz abundante quantidade de forragem, podendo superar 15 Mg de matéria seca por hectare. Sendo manejado para silagem, pode produzir mais que milho e sorgo (Santos et al, 2002; Araújo, 1978).

### 3.7 ALTERNATIVAS DE DISPOSIÇÃO FINAL DE BIOSSÓLIDOS

As alternativas mais usuais para o aproveitamento e/ou destino final de lodos de esgotos têm sido o uso agrícola através da aplicação direta, na forma de fertilizante ou solo sintético, aplicação em plantações florestais, disposição em aterros sanitários, reuso industrial através da produção de agregado leve, fabricação de tijolos, cerâmicas e cimento, incineração, disposição oceânica e recuperação de solos de áreas degradadas e de mineração. Do ponto de vista econômico a utilização agrícola parece ser a que aproveita melhor seu potencial condicionador e/ou fertilizante (Tsutiya, 2001; Melfi e Montes, 2001; Fernandes et al, 2001).

O biossólido só pode ser utilizado na agricultura se satisfazer alguns pré-requisitos que tornem seu uso seguro para os seres humanos, animais e o ambiente. Adicionalmente, para que a reciclagem seja possível, é necessário que as áreas aptas, utilizadas com as culturas permitidas para o uso do biossólido, estejam a uma distância

economicamente viável dos pontos de geração de lodo que podem variar segundo a unidade. Para sua aplicação, devem ser levadas em consideração as concentrações máximas de metais pesados nos bio sólidos e nos solos agrícolas, além das cargas cumulativas máximas de metais nesses solos e de sua higienização. Para a escolha de áreas em que serão utilizados os bio sólidos, devem ser levados em consideração aspectos referentes a legislação vigente, quantidade de bio sólido a ser aplicada, facilidade de acesso durante o período de aplicação, proximidade de áreas residenciais, declividade da área, manutenção das zonas de proteção, distância mínima das zonas de domínio público, drenos interceptores, divisores de água e trincheiras. As áreas de reflorestamento apresentam especial interesse, uma vez que os produtos desta atividade não apresentam risco de consumo e podem receber grandes quantidades de bio sólidos (Andreoli et al, 2001; Tsutiya, 2001; Fernandes et al, 2001).

### 3.7.1 Uso do Bio sólido em Áreas Degradadas

A aplicação do bio sólido em áreas degradadas traz benefícios às propriedades físicas do solo devido as suas características. Como a área degradada se caracteriza por não fornecer condições ao desenvolvimento e fixação da vegetação em função da falta de matéria orgânica e de nutrientes no solo e da atividade biológica, a adição do bio sólido apresenta uma série de características que favorecem a recuperação e o reaparecimento da vegetação, verificando-se respostas maiores em solos com problemas de estrutura e fertilidade. A influência do bio sólido na retenção do C orgânico provoca um aumento significativo do carbono orgânico e da capacidade de troca catiônica do solo. Sendo assim, a reciclagem agrícola do lodo, bem como qualquer outra forma de manejo de matéria orgânica do solo, explora os benefícios diretos do aumento da produtividade e da melhoria das condições físicas do solo e devem ser estimuladas para compor políticas globais do balanço do ciclo do carbono.

(Melo, Marques e Santiago<sup>18</sup>, 1993; citados por Andreoli et al, 2001; Melo e Marques, 2000; Andreoli et al, 2001; Tsutiya, 2001).

O uso de biossólido na recuperação e revegetação de solos degradados deve ser extensivamente estudado, pois a aplicação apropriada desse resíduo pode contribuir para a revegetação dos solos de maneira segura para o ser humano e o meio ambiente. Geralmente são utilizadas grandes dosagens de biossólido, potencializando o aporte de maiores quantidades de elementos indesejáveis, proporcionalmente à composição do lodo. Atualmente as taxas de aplicação para a recuperação de solos variam de 7 a 450 toneladas secas por hectare, sendo que a taxa de aplicação típica é de 112 toneladas secas por hectare. A taxa de aplicação é definida em função da quantidade de matéria orgânica e nutrientes necessários ao solo, para suportar a vegetação até que o ecossistema de auto-sutentação seja estabelecido. Normalmente, o biossólido é aplicado e incorporado ao solo em uma única vez, após a qual será realizada semeadura. Dependendo da topografia, das características e quantidade do biossólido, pode ocorrer contaminação da água superficial e subterrânea e desequilíbrio nutricional logo após a aplicação do biossólido, devendo ser cuidadosamente observados, por serem problemas freqüentes com o uso de grandes dosagens de biossólido (Malina<sup>19</sup>, 1993 citado por Tsutiya, 2001; Tsutiya, 2001; Sopper, 1993; Lara et al, 2001).

As áreas degradadas são áreas de fácil localização e, com o avanço das legislações ambientais, tendem a se revelar um mercado potencial para a disposição do biossólido. No entanto, a forma de aplicação, assim como seu planejamento, deve considerar o uso futuro da área (agricultura, silvicultura, reconstituição florística, pastagem, etc). Uma das alternativas para a disposição final de biossólidos produzidos

---

<sup>18</sup> MELO, W. J., MARQUES, M. O., SANTIAGO, G. et al – **Efeito de doses de lodo de esgoto sobre a matéria orgânica e a CTC de um latossolo cultivado com cana** – *in*: Congresso brasileiro de ciência do solo (24: 1993: Goiânia). Anais...Brasília:SBCS, v. 2 p. 253-254.

<sup>19</sup> MALINA, JR. J. – **Tratamento e destino final do lodo**. II Seminário de transferência de tecnologia. Rio de Janeiro. ABES – WEF 1993 151p.

na ETE Franca foi para o controle de áreas erodidas no perímetro urbano da cidade (Tsutiya, 2001; Andreoli et al, 2001).

### 3.8 LEGISLAÇÃO PERTINENTE À UTILIZAÇÃO DO LODO DE ESGOTO

Desde que os bioossólidos começaram a ser utilizados na agricultura em escala mais intensa, a ausência de normas para o seu uso correto passou a ser uma preocupação. A presença de patógenos e metais pesados é potencialmente capaz de provocar severos danos ao homem e ao ambiente. Em 1986, o Conselho Diretor da Comunidade Econômica Européia promulgou a Diretiva 86/278/EEC para a proteção ambiental e do solo quando o lodo de esgoto é utilizado na agricultura. Nessa Diretiva, ao lado de conceitos sobre diferentes tipos de lodos, são apresentados limites de concentração dos metais pesados nos solos e no lodo de esgoto, metodologia de amostragem e análise de solo e do lodo, dentre outros (Carvalho e Carvalho, 2001).

#### 3.8.1 Normatização Brasileira

Ainda não existe uma legislação federal específica para o uso de bioossólidos na agricultura. No entanto, existe uma série de normas e leis que devem ser respeitadas. Tendo em vista a necessidade de modernização e atualização da legislação (devido a exigência da população por produtos mais saudáveis, limpeza dos rios e reciclagem de resíduos orgânicos) foi elaborado uma proposta de alteração da legislação de fertilizantes orgânicos referente à regulamentação do uso de resíduos orgânicos urbanos e industriais, contemplando os bioossólidos como fertilizante orgânico enriquecido, sendo estabelecido posteriormente, em Portaria específica, as exigências, critérios e procedimentos para o registro dos bioossólidos. Mesmo não sendo contemplados especificamente na atual legislação, conforme o artigo 3º do Decreto 86.955/82 os bioossólidos podem ser registrados como fertilizante

organomineral, composto ou corretivo melhorador de solo, dependendo do seu processo final de acabamento (Carvalho e Carvalho, 2001; Andreoli, 1999).

### 3.8.2 Instrução Normativa para a Reciclagem Agrícola de Biossólidos da SANEPAR

A proposta de critérios para o licenciamento ambiental do uso agrícola de biossólidos foi desenvolvida pelo Programa interdisciplinar de pesquisas em reciclagem agrícola de lodo de esgoto. A proposta exige que todas as ETEs apresentem ao Instituto Ambiental do Paraná (IAP) um plano para o destino final dos seus biossólidos e enfatiza que os limites admissíveis sejam bastante restritivos, considerando a qualidade dos biossólidos produzidos no estado. A normatização exige a recomendação agrônômica para todas as aplicações de biossólidos, onde deve ser especificada a dose de biossólidos e complementação mineral, com base em análise de solo. Também deve ser feito o monitoramento da área de aplicação do biossólido através de parâmetros agrônômicos, poluentes químicos, monitoramento do solo receptor para fins agrícolas, monitoramento do solo receptor de área degradada e acompanhamento da produtividade do solo agrícola receptor (Santos, 2001; Proposta, 2000). A norma também define um sistema de classificação do solo segundo sua aptidão para recebimento de biossólido.

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

Este trabalho teve o intuito de avaliar a recuperação de área degradada através da utilização de quatro elevadas dosagens de bio sólido aplicadas em um único momento, assim como a comparação com a adubação mineral onde se utilizou de uma gramínea forrageira. A área foi degradada por decamento (retirada dos horizontes superficiais do solo), pois foi utilizada como área de empréstimo na construção das pistas do Aeroporto Internacional de Curitiba, Afonso Pena, em São José dos Pinhais. Este trabalho analisou parâmetros de fertilidade e metais pesados durante a fase inicial da recuperação.

### 4.1 ÁREA EXPERIMENTAL

#### 4.1.1 Localização e Caracterização da Área

A área experimental está localizada dentro da área de segurança do Aeroporto Internacional de Curitiba “Afonso Pena”, situada no município de São José dos Pinhais, região metropolitana de Curitiba, Paraná.

O experimento foi conduzido a campo em uma área situada entre as coordenadas 22J0684582 e UTM 7174198 e 22J0684636 e UTM 7174195 (ou entre as coordenadas de latitude 25°31'39" e longitude 49°10'23"), a uma altitude média de 908m. A área é de empréstimo porque dela foi retirado solo para a construção da pista de pousos e decolagens do referido aeroporto, decapada por volta de 1990 quando da construção de novo terminal de passageiros (Infraero, 2004, informações não publicadas). A área apresenta topografia suave ondulada a ondulada (3 a 8% e 8 a 20% de declividade, respectivamente), sendo considerada de meia encosta, estando suscetível à ação da erosão e sem a presença de cobertura vegetal bem como com baixa possibilidade de regeneração natural, como observado nas visitas a campo.

Desde a movimentação de solo, não recebeu nenhuma medida de recuperação do solo, tampouco o cuidado com a revegetação ou contenção de erosão. A figura abaixo demonstra a área antes da tomada das medidas de recuperação.



FIGURA 01: ÁREA DEGRADADA SITUADA NO AEROPORTO INTERNACIONAL DE CURITIBA ANTES DA APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO. SETEMBRO DE 2002.

O clima da região, segundo a classificação de Köppen (Instituto Agrônômico do Paraná, 1994), é Cfb, caracterizado por ser mesotérmico (subtropical e temperado), úmido e superúmido, com verões brandos e invernos rigorosos, com média do mês mais quente inferior a 22°C e mínima de 12°C. As geadas são freqüentes e as chuvas são de 1.500 mm bem distribuídos durante o ano e sem estação seca definida, com umidade relativa do ar da ordem de 80%. No período correspondente ao desenvolvimento das atividades (aplicação do bioossólido até a coleta de amostras), que foi de janeiro a abril de 2003, a temperatura média foi de 20,9°C e precipitação total de 481,2mm (SIMEPAR, 2004). Os dados de temperatura e precipitação referentes ao período de experimentação a campo estão demonstrados no anexo 1.

#### 4.1.2 Delineamento Experimental e Tratamentos

Nas imediações do aeroporto existem cerca de 5 hectares de solos considerados em diversos níveis de degradação sendo selecionada uma área de 1.600m<sup>2</sup> para realização do estudo.



O experimento foi disposto em um delineamento em blocos inteiramente casualizado (a campo), envolvendo 5 tratamentos e 4 repetições, num total de 20 unidades experimentais com 80m<sup>2</sup> cada uma. As parcelas apresentavam 8 metros de comprimento por 10 metros de largura e, entre elas, respeitando-se as bordaduras, além de uma faixa de um metro como área de circulação e redução dos riscos de contaminação entre tratamentos, conforme esquema demonstrado abaixo.

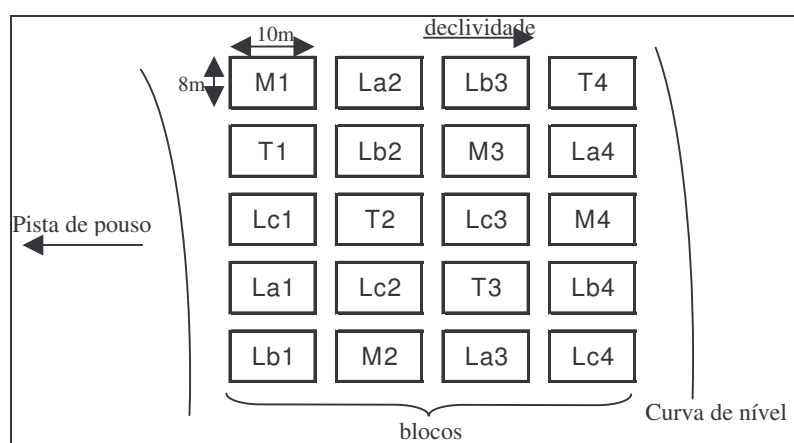


FIGURA 02: ESQUEMA DA DISPOSIÇÃO DAS UNIDADES EXPERIMENTAIS. AEROPORTO INTERNACIONAL DE CURITIBA, SÃO JOSÉ DOS PINHAIS, PR.

Os tratamentos utilizados foram:

- tratamento 0 (T), correspondendo a dose zero de biossólido;
- tratamento 1 (La), correspondendo a dose de 60Mg.ha<sup>-1</sup> de biossólido (matéria seca);
- tratamento 2 (Lb), correspondendo a 120Mg.ha<sup>-1</sup> de biossólido (matéria seca);
- tratamento 3 (Lc) correspondendo a 240Mg.ha<sup>-1</sup> de biossólido (matéria seca);
- tratamento 4 (M), com a realização de calagem e de adubação mineral conforme necessidade da gramínea de verão.

Os tratamentos consistiam, portanto em quatro doses de biossólido e um tratamento adicional correspondendo à adubação mineral, onde se estimou as quantidades de 60, 120 e 240 Mg.ha<sup>-1</sup> (matéria seca) de biossólido. Entretanto, considerando o teor de umidade do material no dia da aplicação, nos tratamentos 1, 2 e

3 foram aplicadas aproximadamente as quantidades de 57,26, 114,53 e 229,05Mg.ha<sup>-1</sup> (matéria seca) de biossólido correspondendo aproximadamente a 3, 6 e 12 Mg por parcela (matéria úmida), respectivamente.

## 4.2 CONDUÇÃO DO EXPERIMENTO

### 4.2.1 Demarcação e Preparo do Solo

A área foi demarcada e delimitada com estacas com a utilização de trena e mira logo após a definição da área experimental. A área foi caracterizada por amostragem composta das unidades experimentais com a utilização de trado holandês a uma profundidade de 0 – 0,20m.

Buscando reduzir a compactação o solo foi submetido a subsolagem até 0,75 metros de profundidade, perpendicular à declividade do terreno, porém mantendo a topografia inicial. Após esta atividade realizou-se uma gradagem para o nivelamento da área experimental e redução dos caminhos preferenciais do escoamento superficial. Na figura 03 abaixo, pode-se observar a realização dessas atividades.



FIGURA 03: PREPARO DO SOLO COM SUBSOLAGEM E GRADAGEM ANTES DA APLICAÇÃO DE BIOSSÓLIDO. AEROP. INTERN. DE CURITIBA. NOV/DEZ DE 2002.

#### 4.2.2 Calagem e Adubação Mineral

Pela análise de caracterização da área foi verificada a necessidade de calagem pelo método de saturação por bases (V%), aplicando a quantidade de  $2,6\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$  de calcário dolomítico filler (PRNT 88%) em toda a área para homogeneização e como forma de estimular o crescimento da vegetação, exceto para as parcelas correspondentes ao tratamento referente a adubação mineral, onde se utilizou o mesmo calcário porém na quantidade de  $15\text{Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ . A aplicação foi realizada manualmente nas dosagens determinadas, conforme pode ser observado na figura 04. A adubação correspondente ao tratamento de adubação mineral (M) foi determinada conforme a necessidade da gramínea forrageira de verão utilizada (milheto), havendo a adubação de plantio e em cobertura (nitrogênio). A determinação da dosagem de fertilizante mineral foi realizada de acordo com as recomendações propostas pela rede oficial de laboratórios de solos dos estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (Rolas, 1989) e pelo Manual de análises de solos da EMATER-PR (1997).



FIGURA 04: APLICAÇÃO MANUAL DE CALCÁRIO EM ÁREA DEGRADADA E POSTERIOR INCORPORAÇÃO EM JANEIRO/2003. AEROPORTO INTERN. DE CURITIBA.

Como fonte mineral dos elementos nitrogênio, fósforo e potássio, foram utilizados respectivamente a uréia (45% de N), o superfosfato simples (18 a 20% de  $\text{P}_2\text{O}_5$ ) e o cloreto de potássio (45% de  $\text{K}_2\text{O}$ ) nas quantidades de 200, 110 e 80  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  de N, P e K, respectivamente para os tratamentos referentes a adubação mineral dos blocos 1 e 3 (M1 e M3), e 200, 110 e 110  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  de N, P e K, respectivamente; para o tratamento referente a adubação mineral do bloco 2 (M2), e 100, 110 e 110  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  de

N, P e K, respectivamente para o tratamento referente a adubação mineral do bloco 4 (M4). A adubação nitrogenada foi fracionada utilizando-se 20 kg.ha<sup>-1</sup> no plantio e o restante aplicado em cobertura 40 dias após plantio.

#### 4.2.3 Aplicação e Incorporação do Biossólido

O biossólido aplicado foi distribuído utilizando-se de equipamento próprio para distribuição (aplicação) desse material na agricultura, nas dosagens pré-definidas. Este equipamento é acoplado ao trator e possui uma esteira em movimento que transporta o biossólido até o rolo de distribuição na traseira do equipamento, o qual pode ser regulado para a quantidade em que se deseja espalhar do material, conforme pode ser observado nas figuras 05, 06 e 07. A aplicação foi realizada uniformemente em cada parcela e foi incorporado até 0,40m de profundidade, através de gradagem, parcela a parcela, para a diminuição dos riscos de contaminação entre tratamentos. A aplicação foi realizada em três dias consecutivos, buscando minimizar assim o erro experimental. A aplicação do biossólido foi realizada 31 dias antes do plantio da forrageira, para que este pudesse interagir com o solo e oferecer melhores condições ao desenvolvimento da vegetação. Nas figuras a seguir (05, 06 e 07), pode-se observar o carregamento, distribuição e incorporação do biossólido.



FIGURA 05: CARREGAMENTO DO BIOSSÓLIDO NO EQUIPAMENTO DE DISTRIBUIÇÃO E APLICAÇÃO NA PARCELA EXPERIMENTAL. AEROPORTO INTERNACIONAL DE CURTIBA.





FIGURA 06: DETALHE DA APLICAÇÃO DO BIOSSÓLIDO E PARCELA COM O BIOSSÓLIDO DISTRIBUÍDO ANTES DE SUA INCORPORAÇÃO; JANEIRO DE 2003. AEROPORTO INTERNACIONAL DE CURITIBA.



FIGURA 07: DETALHE DA GRADE NA INCORPORAÇÃO DO BIOSSÓLIDO E ÁREA APÓS APLICAÇÃO E INCORPORAÇÃO. JANEIRO DE 2003. AEROPORTO INTERNACIONAL DE CURITIBA.

O transporte do biossólido até a área experimental foi favorecido porque o aeroporto internacional de Curitiba está localizado próximo a ETE-Belém, onde o biossólido é processado e encaminhado para o Programa de reciclagem agrícola.

#### 4.2.4 Plantio da Forrageira

Após o preparo do solo foi realizado o plantio de milheto, com a distribuição da semente manualmente, a lanço em toda a área experimental, em um total de 25 kg.ha<sup>-1</sup>, sofrendo uma leve incorporação ao solo. Aproximadamente 68 dias após o

plantio a cultura alcançou seu máximo desenvolvimento vegetativo (máxima produção de matéria seca) quando se coletaram amostras para a pesagem da matéria seca e posterior análise dos elementos absorvidos pelo material vegetal. Foram coletadas as amostras por unidade experimental que foram acondicionadas em sacos de papel e posterior secagem. Para análise química desse material, realizou-se uma amostra composta por unidade experimental.

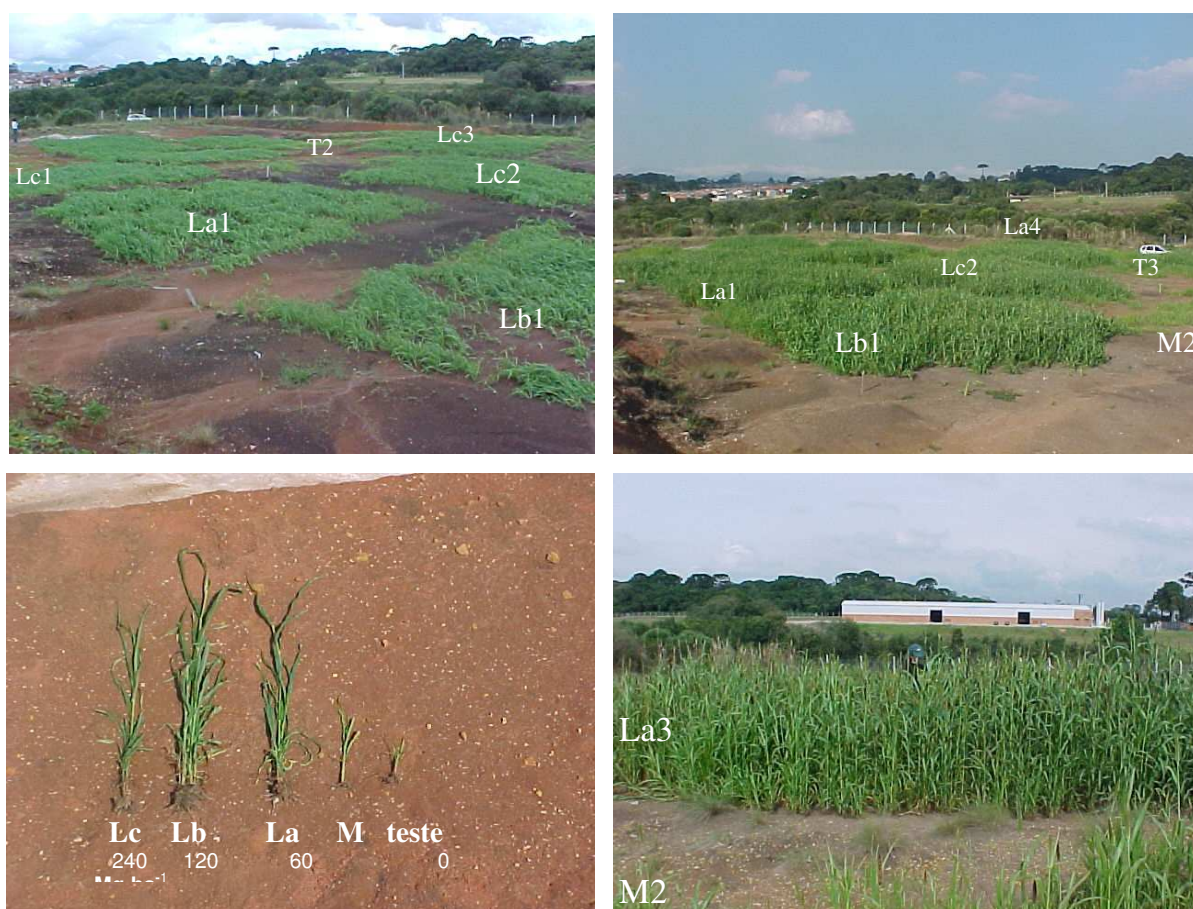


FIGURA 08: DESENVOLVIMENTO DO MILHETO. PLANTAS COM 10, 39, 55 E 68 DIAS APÓS PLANTIO (DETALHE AOS 55 DIAS). AEROPORTO INTERNACIONAL DE CURITIBA.

Ao final da cultura do milho, foram coletadas amostras de solo para as análises de macro, micronutrientes e metais pesados. Os restos culturais do milho foram mantidos em cobertura sobre o solo e após esta fase, realizou-se o plantio de aveia (*Avena* sp) para dar continuidade a uma segunda etapa da recuperação da área em estudo.

### 4.3 BIOSSÓLIDO

#### 4.3.1 Produção, Processamento e Disposição Final de Lodo de Esgoto

O biossólido utilizado foi proveniente da ETE-Belém onde a produção de lodo se dá de forma aeróbia através de aeração prolongada que gera aproximadamente  $80\text{Mg.dia}^{-1}$  de lodo a 80-85% de umidade, após ser desidratado por uma desaguadora contínua de prensas cintadas com adição de polímeros. Esta estação conta com uma unidade misturadora de cal para desinfecção do lodo de esgoto produzido.

#### 4.3.2 Caracterização do Biossólido Aplicado na Área Experimental

O biossólido utilizado no experimento foi proveniente de processo de tratamento do esgoto com digestão aeróbia, seguido pela adição de cal entre 10 e 20% de seu peso seco para promover sua higienização. Todo o biossólido utilizado foi proveniente de uma única partida, a qual permaneceu armazenada e em processo de estabilização na própria estação de tratamento, em armazém coberto, com laterais abertas, até o momento da aplicação, ou seja, por cerca de 70 dias.

#### 4.3.3 Avaliação da Qualidade do Biossólido Aplicado na Área Experimental

Buscou-se avaliar os principais resultados das análises químicas e biológicas efetuadas no lote de biossólido destinado a este experimento para o monitoramento da qualidade relacionando o potencial agrônomo, sanidade, metais pesados e umidade. Coletaram-se amostras de vários pontos e em diferentes profundidades para a composição de uma amostra composta analisada antes da aplicação do mesmo na área.

Os parâmetros de qualidade agrônoma do biossólido analisados foram pH em  $\text{CaCl}_2$  a 0,01M, N total, matéria orgânica, umidade, relação C/N, P solúvel e K



trocável através da metodologia de LANARV, pelo Laboratório de Fertilidade do TECPAR.

Também se analisou pH SMP, saturação por bases,  $\text{Al}^{+3}$ , acidez potencial,  $\text{Ca}^{+2}+\text{Mg}^{+2}$ ,  $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{K}^{+}$ , CTC, P solúvel, C (orgânico),  $\text{Na}^{+}$ . Para a análise de qualidade agronômica a metodologia utilizada foi definida por EMBRAPA (1997), Pavan, et al (1992) para K e P com extrator Mehlich – I, Ca+Mg com extração em KCl 1N + EAA +  $\text{La}(\text{NO}_3)$ , H+Al através de potencimetria com solução tampão SMP,  $\text{Al}^{+3}$  através de extração com KCl 1N e titulação em NaOH e C orgânico por colorimetria, Raij e Quaggio (1983), realizada no Laboratório de Fertilidade do Solo da Universidade Federal do Paraná (anexo 2).

Para os parâmetros relacionados aos metais pesados e micronutrientes determinou-se o total de Cd, Cu, Ni, Zn, Cr, Pb e o Hg. Dentre estes, também foram monitoradas as concentrações de B, Na, P, K, Ca, Co, Fe, Mg, Mo, Mn, Zr, Ag, Al, Ti, Ba, Be, Bi La, Li, W, V, Y Sc, Sr e Sn. Entretanto, os teores de Be, Bi, Cd, Co, Sc, Sn, W e Zr ficaram abaixo do limite de detecção, conforme pode ser observado no anexo 2. A metodologia utilizada para essas análises no biossólido foi a determinação de elementos por digestão multiácida (ácido clorídrico, fluorídrico e nítrico, e gotas de perclórico) e leitura por plasma ICP e adaptada por Fernandes et al (1999), realizada pelo laboratório Lakefield Geosol Ltda.

## 4.4 SOLO

### 4.4.1 Caracterização do Solo da Área Experimental

O solo onde o experimento foi instalado é antropogênico e originou-se geologicamente na Formação Guabirota, que compreende os sedimentos da bacia de Curitiba. Esta formação consiste em depósitos pouco consolidados, localmente endurecidos por impregnações calcíferas, litologicamente constando de argilitos e arcósios, secundariamente depósitos rudáceos e margas (EMBRAPA, 1984), sendo,



originalmente, um Rubrozen (EMBRAPA, 1984) ou Alissolo, de acordo com a nova classificação brasileira de solos (EMBRAPA, 1999), porém, não foi possível a determinação dos horizontes diagnósticos A e B da área experimental.

Fisiograficamente, localizada no Primeiro Planalto, é uma Zona de eversão entre a Serra do Mar e a escarpa, que a oeste, constitui o limite oriental dos sedimentos da bacia do Paraná. Uma de suas porções é a região meridional de Curitiba, caracterizada por topografia ondulada, de colinas suavemente arredondadas, com altitudes uniformes variando de 850 a 950m, onde predominam os podzólicos vermelho-amarelos, alguns intermediários para cambissolos substrato migmatito, os rubrozens e os latossolos vermelho-amarelos (EMBRAPA, 1984).

Os Rubrozen são solos minerais, de textura argilosa, com argila de atividade alta, teores elevados de alumínio trocável, baixa saturação de bases e elevada acidez. Os Alissolos se caracterizam também pela presença de argila de atividade maior ou igual  $20 \text{ cmol}_c.\text{kg}^{-1}$  e alto conteúdo de Al extraível, alta saturação por alumínio e/ou saturação por bases abaixo de 50%. São solos medianamente profundos, com horizontes bem diferenciados de colorações avermelhadas, não refletindo as condições climáticas atuais. Os sedimentos da Bacia de Curitiba teriam se depositado em ambiente semi-árido e isto viria a reforçar a hipótese de que houve influência de uma pedogênese anterior na formação deste horizonte avermelhado. A drenagem destes solos pode ser considerada como moderada tornando-se mais lenta em maiores profundidades. Também podem ser observadas fendas, dando indicações dos fenômenos de contração e expansão próprias de solos com presença significativa de minerais de argila tipo 2:1 (EMBRAPA, 1984; EMBRAPA, 1999).

#### 4.4.2 Avaliações Realizadas no Solo da Área Experimental

As análises químicas efetuadas no solo da área experimental buscaram avaliar a qualidade do solo relacionando o potencial agrônomo e metais pesados. Tanto para a caracterização como para a avaliação nas demais etapas experimentais, coletaram-se

subamostras de seis pontos distintos por parcela, a 0 – 0,20m de profundidade, para a composição de uma amostra composta (por parcela) analisada.

Os parâmetros de qualidade agronômica do solo analisados foram pH em  $\text{CaCl}_2$  a 0,01M e SMP, saturação por bases,  $\text{Al}^{+3}$ , acidez potencial (H+Al),  $\text{Ca}^{+2}+\text{Mg}^{+2}$ ,  $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{K}^+$ , CTC, P (solúvel) e C (orgânico). Para a análise de qualidade agronômica a metodologia utilizada foi definida segundo EMBRAPA (1997), Pavan, et al (1992) para K e P com extrator Mehlich – I, Ca+Mg com extração em KCl 1N + EAA +  $\text{La}(\text{NO}_3)_3$ , H+Al através de potencimetria com solução tampão SMP,  $\text{Al}^{+3}$  através de extração com KCl 1N e titulação em NaOH e C orgânico por colorimetria, Raij e Quaggio (1983) realizada no Laboratório de Fertilidade do Solo da Universidade Federal do Paraná. Para a análise do K, também se utilizou a metodologia de extração por acetado de amônio definida por American Society of Agronomy (1982).

Quanto aos metais pesados e micronutrientes, determinou-se o total de Cd, Cu, Ni, Zn, Hg, Cr e o Hg. Dentre estes, também foram monitoradas as concentrações de Al, Ag, Ba, C, Ca, Co, K, La, Li, Na, P, Pb, Sr, V, Y, Fe, Mg, Mn, Ti, dados estes detalhados no anexo 2. Os teores de Hg, Ag, Be, Bi, Cd, Na, Sc, Sn e W estiveram abaixo do limite de detecção na análise de caracterização. A metodologia utilizada para análise de metais pesados e micronutrientes no solo, foi pela determinação de elementos por digestão multiácida (ácido clorídrico, fluorídrico e nítrico, e gotas de perclórico) e leitura por plasma ICP, realizada pelo laboratório Lakefield Geosol Ltda.

Para a análise granulométrica, utilizou-se a metodologia do densímetro e para as análises de caracterização da densidade do solo (aparente), utilizou-se o anel volumétrico, definidas de acordo com EMBRAPA (1997). A análise de caracterização mineralógica seguiu a metodologia definida por Jackson et al (1986) e Melo (1998) e seus gráficos podem ser observados no anexo 2.

Os parâmetros relacionados com a sanidade foram contagem e viabilidade de ovos de helmintos e se utilizou da análise parasitológica de acordo com a metodologia de Yanko modificada por Thomaz-Soccol et al (1998), realizada no Laboratório de Patologia Básica da Universidade Federal do Paraná. A análise que avalia a sanidade foi realizada, para monitoramento da área apenas 13 meses após a aplicação do

biossólido no solo através de uma amostra composta das parcelas correspondentes a aplicação da maior dosagem de biossólido (Lc - 240 Mg.ha<sup>-1</sup>).

## 4.5 FORRAGEIRA

### 4.5.1 Caracterização da Espécie Vegetal Utilizada na Área

O miheto (*Pennisetum americanum* CL, Leeke [P. Glaucum (L.) R. Br]) foi estabelecido por plantio convencional, com as sementes parcialmente cobertas com solo. Durante o período vegetativo, que é de aproximadamente 120 a 150 dias, produz abundante quantidade de forragem.

### 4.5.2 Avaliações Realizadas na Espécie Vegetal Utilizada

Foram utilizadas sementes fiscalizadas de milheto, provenientes de FCK Sementes Comércio de Importação e Exportação, da cultivar BR2, com 98,7% de pureza e 93,7% de taxa de germinação.

Esta cultura foi acompanhada desde o plantio até o máximo crescimento vegetativo e início da emissão da inflorescência, período em que ocorre a máxima produção de matéria seca, quando se coletaram seis amostras por parcela, as quais foram secas em estufa a 60°C até peso constante para a determinação da matéria seca e posterior análise da composição química do material vegetal. A amostragem foi realizada efetuando-se o corte a 0,02m do solo de quadrados de 0,25 m<sup>2</sup> nas parcelas, totalizando 1,5m<sup>2</sup>, definidos pela sua representatividade média e sua produção calculada de acordo com a média da produção encontrada em cada unidade experimental. Para a análise da composição química foi realizada uma amostra composta por unidade experimental, após secagem do material.

Os parâmetros avaliados foram os teores de Hg, Cd, Cu, Ni, Zn, Cr, Ag, Ba, Co, La, Li, Pb, Sr, V, Y, Al, Fe, Mg, Mn, Mo, Ti, Ca, Mg, K, P e Na. A metodologia utilizada para análise da composição química da matéria seca do milho foi realizada pelo laboratório Lakefield Geosol Ltda com determinação de elementos por digestão multiácida (ácido clorídrico, fluorídrico e nítrico, e gotas de perclórico) e leitura por plasma ICP.

#### 4.6 AVALIAÇÕES ESTATÍSTICAS EFETUADAS

O efeito das condições da área foi avaliado através de análise de regressão e análise de variância (*Fischer* - teste) para o modelo matemático de blocos ao acaso e comparação de médias (*Tukey* com níveis de probabilidade de 1% e 5% de probabilidade) realizadas com o auxílio dos softwares *Microsoft Excel* e *Microsoft Statistic*.

Considerou-se como nível mínimo para rejeição das hipóteses 5%, ou seja, sempre que o valor da probabilidade do teste de Tukey fosse menor ou igual a 0,05 ( $\alpha \leq 0,05$ ) não se rejeitou que há diferença significativa entre as médias de tratamentos.

Para as análises de solo, avaliou-se os parâmetros CTC, Ba, Co, Cr, Cu, Fe, La, Li, Mn, Ni, Pb, Sr, V, Y, Zn, Ti, Zr, K,  $K^+$ , P, P disponível, Ca,  $Ca^{+2}$ , Mg,  $Mg^{+2}$ ,  $Ca^{+2} + Mg^{+2}$ , C orgânico, Al,  $Al^{+3}$ , Na,  $Na^+$ , B, pH  $CaCl_2$  1M, saturação por bases, de acordo com os testes descritos acima. Para as análises definidas para o material vegetal, avaliaram-se os parâmetros relacionados à produção de matéria seca, P, K, Ca, Mg, Cu, Zn, Al, Ba, Fe e Sr. Também se avaliaram estatisticamente os parâmetros P, K, Ca, Mg, Cu, Zn e Fe relacionados a extração pela parte aérea da cultura, considerando os teores encontrados na vegetação multiplicado pela produção de matéria seca.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 QUALIDADE DO BIOSSÓLIDO

O biossólido teve seu teor de sólidos determinado no dia da aplicação na área experimental, que foi de 15,27%, com uma densidade média de  $0,96 \text{ g.cm}^{-3}$ . Foi caracterizado em relação aos teores de metais pesados e nutrientes conforme apresentado na tabela 07 a seguir:

TABELA 07: TEORES DE ALGUNS ELEMENTOS QUÍMICOS ENCONTRADOS NO BIOSSÓLIDO APLICADO NA ÁREA DEGRADADA.

biossólido	Ag	Ba	La	Li	Sr	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	Ti
caleado	mg.kg <sup>-1</sup>					g.kg <sup>-1</sup>								
10-20%	31	415	114	5,1	76	28	59	20	2,0	37	0,6	0,4	11,0	0,2

#### 5.1.1 Metais Pesados

Foram utilizados como indicadores da contaminação por metais pesados os elementos Hg, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn, seguindo as orientações definidas pela IN-IAP (Instrução Normativa do Instituto Ambiental do Paraná). Abaixo (figura 09) estão os resultados da caracterização do biossólido aplicado na área experimental evidenciando os limites tolerados pela IN-IAP e do lodo de esgoto classe B com limites propostos pela EPA (*Environmental Protection Agency*) (1997) CFR part. 503 para solos de áreas degradadas.

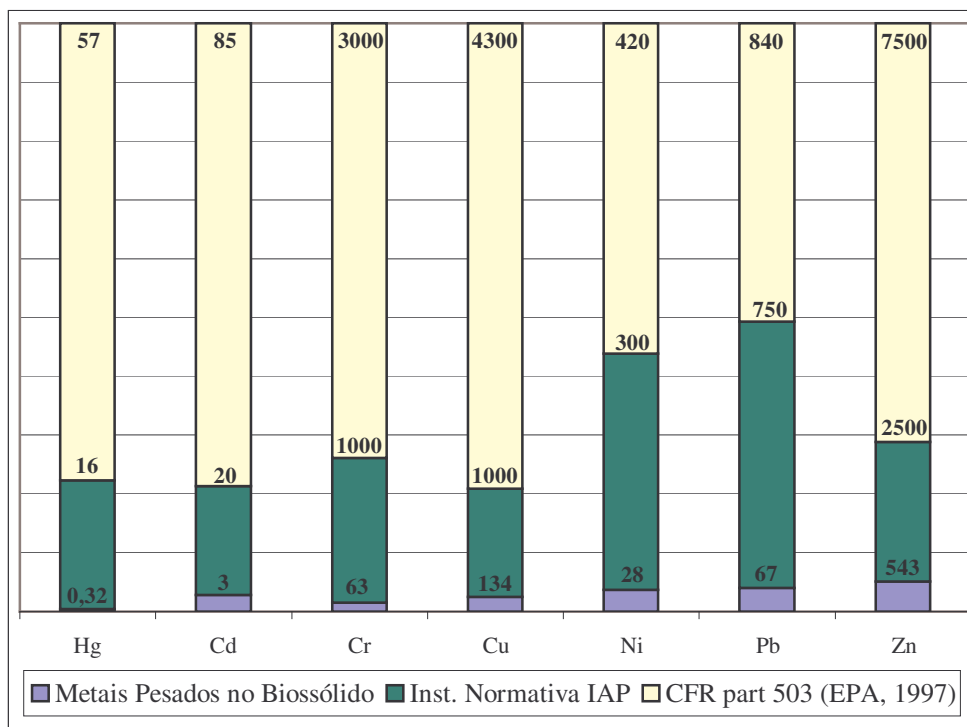


FIGURA 09: TEOR DE METAIS PESADOS (mg.kg<sup>-1</sup>) PRESENTES NO BIOSSÓLIDO APLICADO EM COMPARAÇÃO COM O SUGERIDO PELA IN-IAP E CFR PART 503 (EPA, 1997). JANEIRO DE 2003.

No que se refere aos metais pesados presentes no biossólido, os teores encontrados representam 2, < 15, 6,3, 13,4, 9,3, 8,9, 21,7% para Hg, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn respectivamente, do limite estabelecido pela IN-IAP. Com exceção do Zn, os níveis dos metais pesados representaram menos de 15% do limite máximo estabelecido pela IN-IAP. Isso indica a boa qualidade do material aplicado, produzido a partir de um esgoto predominantemente doméstico, recebido pela ETE-Belém, que apresenta baixos índices de metais pesados. Esse fato também foi observado por Pegorini (2002), Andreoli (1999), Anjos (1999), Wisniewski et al (1996), Miyazawa et al (1996) em trabalhos realizados com a utilização de lodo, predominantemente de origem doméstica.

As quantidades adicionadas dos metais pesados pelas altas dosagens de biossólido aplicados não ofereceram risco a contaminação do solo em processo de recuperação estudado, como pode ser observado na tabela abaixo. O teor de Cd no biossólido não foi determinado, pois ficou abaixo do limite de detecção (3 mg.kg<sup>-1</sup>) da

análise química do biossólido. Isto não quer dizer que o metal não esteve presente no material, mas certamente em teores abaixo do limite estabelecido.

TABELA 08: QUANTIDADE INCORPORADA DE METAIS PESADOS ATRAVÉS DA APLICAÇÃO DE ALTAS DOSES DE BIOSSÓLIDO EM ÁREA DEGRADADA.

Tratamentos		Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
		Teores totais em kg.ha <sup>-1</sup>						
M	Adub. Mineral	0	0	0	0	0	0	0
T	0 Mg.ha <sup>-1</sup> MS	0	0	0	0	0	0	0
La	60 Mg.ha <sup>-1</sup> MS	<0,172	3,607	7,673	0,018	1,603	3,836	31,092
Lb	120 Mg.ha <sup>-1</sup> MS	<0,343	7,215	15,347	0,037	3,207	7,673	62,190
Lc	240 Mg.ha <sup>-1</sup> MS	<0,687	14,430	30,693	0,073	6,413	15,346	124,374

Os biossólidos apresentam níveis desses elementos variando conforme o tipo de esgoto e lodo produzido nas ETE's e portanto necessitam de avaliação antes de sua disposição no solo a fim de evitar contaminação ambiental.

### 5.1.2 Fertilidade

O biossólido foi caracterizado conforme seus parâmetros de fertilidade apresentados na tabela 09 a seguir.

TABELA 09: PARÂMETROS DE FERTILIDADE DO BIOSSÓLIDO APLICADO NA ÁREA DEGRADADA.

	N total	P* <sup>4</sup> solúvel	P total	K solúvel	MO* <sup>1</sup>	pH CaCl <sub>2</sub>	C/N* <sup>2</sup>	C* <sup>3,5</sup>	T* <sup>3,6</sup>	U
	g.kg <sup>-1</sup>						%	g.dm <sup>-3</sup>	cmolc.dm <sup>-3</sup>	%
Biossólido Caleado 10-20%	6,1	5,0 (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	7,6 (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	0,67 (K <sub>2</sub> O)	100,7	8,11	9,16	60,6	31,9	85,9

Nota: \*<sup>1</sup>MO: matéria orgânica, \*<sup>2</sup>C/N: relação carbono-nitrogênio, \*<sup>3</sup> análise de acordo com metodologia definida para análise de solo, \*<sup>4</sup> extração em citrato neutro de amônio, \*<sup>5</sup> carbono orgânico, \*<sup>6</sup> capacidade de troca de cátions.

A aplicação de biossólido no solo adicionou elevadas quantidades de nutrientes e matéria orgânica, conforme pode ser observado na tabela 10 a seguir.

TABELA 10: QUANTIDADE DE NUTRIENTES E MATÉRIA ORGÂNICA ADICIONADA AO SOLO ATRAVÉS DE ALTAS DOSES DE BIOSSÓLIDO, CALCÁRIO E ADUBO MINERAL NA ÁREA DEGRADADA.

Tratamentos		N	P	K	Ca	Mg	Na	V	Fe	Mn	C	MO
		Teores totais em kg.ha <sup>-1</sup>										
M	Ad. Mineral*1	200 100	48,4	66,4 91,3	---	---	0	0	0	0	0	0
T	0 Mg.ha <sup>-1</sup> MS	0	0	0	---	---	0	0	0	0	0	0
La	60 Mg.ha <sup>-1</sup> MS	349,3	618,7	114,5	3378,3	2118,6	22,9	1,1	1145,2	34,4	3469,9	5766,1
Lb	120 Mg.ha <sup>-1</sup> MS	698,6	1259,8	229,1	6757,3	4237,6	45,8	2,2	2290,6	68,7	6939,9	11532,2
Lc	240 Mg.ha <sup>-1</sup> MS	1397,1	2519,5	458,1	13513,9	8474,8	91,6	4,3	4581,0	137,4	13879,8	23064,3

Nota: \*1 200 kg.ha<sup>-1</sup> de N para M1 e M3, 100 kg.ha<sup>-1</sup> de N para M2, e 66,4 kg.ha<sup>-1</sup> de K para M1 e M3 e 91,3 kg.ha<sup>-1</sup> para. O fertilizante superfostato simples utilizado ainda adiciona 61 kg.ha<sup>-1</sup> de S e o cloreto de potássio, 72 kg.ha<sup>-1</sup> e 98,7 kg.ha<sup>-1</sup> de Cl para os tratamentos M1 e M3, respectivamente.

A adição desses nutrientes foi suficiente para suprir a necessidade de adubação e extração pela espécie cultivada e no caso do P, Ca, Mg (tabela 10), Cu e Zn (tabela 15) e outros nutrientes. Pode-se afirmar que as quantidades adicionadas funcionam como uma adubação corretiva, suplementando o solo para a vegetação que vem a povoar a área no processo de recuperação. Assim, o bioossólido atua como um excelente adubo fornecendo macro e micronutrientes ao solo, disponibilizando-os gradativamente através de mineralização. A quantidade de Co do bioossólido esteve abaixo do limite de detecção da análise laboratorial (8 mg.kg<sup>-1</sup>).

Em comparação com a adubação mineral fornecida, aplicou-se a mais através do bioossólido para N, P e K cerca de 149, 570,3 e 23,2kg.ha<sup>-1</sup> (La = 60 Mg.ha<sup>-1</sup>), respectivamente além da adição de micronutrientes que não foram fornecidos através da adubação mineral básica, favorecendo o incremento de nutrientes no solo pelo uso de altas doses de bioossólido aplicadas a fim de subsidiar a recuperação da fertilidade desse solo.

Também se observa uma relação N : P muito maior no adubo mineral em comparação com o bioossólido (máximo de 4,13 para a adubação mineral e cerca de 0,55 para as doses de bioossólido). Essa relação indica que a quantidade aplicada de N em relação ao P, pela adubação mineral, é maior. No entanto, sabe-se que grande parte do P aplicado, na forma de fertilizante, é fixado no solo e se torna indisponível para as



plantas devido a alta afinidade com as argilas. Com a aplicação de altas doses de biossólido, como observado, a relação é bem mais baixa, porém as altas doses proporcionam altos teores de P e N no solo o que gera maiores quantidades de P disponível para a vegetação.

A relação N : K esteve em torno de 3,0, tanto para o adubo mineral como para o biossólido mantendo a mesma proporção entre esses nutrientes. Essa relação é importante no que diz respeito a extração pela vegetação que na sua maioria absorve/extrai, comparativamente aos outros nutrientes, maiores quantidades de N e K. Essa relação (N : K) se manteve a mesma provavelmente devido às características do biossólido, como constatado por Andreoli et al (2001) e Tsutiya (2001), afirmando que as quantidades adicionadas de K no biossólido são relativamente inferiores do que as quantidades dos demais nutrientes, pois este elemento é altamente solúvel em água e no processo de tratamento do esgoto, ficando contido no efluente líquido. Contudo, mesmo estando em pequenas concentrações, as doses desse nutriente aplicadas neste trabalho, superam em muito a necessidade de adubação das culturas agrícolas.

Apesar do estudo não indicar prejuízo ao desenvolvimento das plantas, Anjos (1999) ressalta que dependendo da dose aplicada ou das sucessivas aplicações de biossólido na mesma área juntamente com as condições pluviométricas regionais, poderá haver períodos de maior perigo de salinização do solo, inclusive prejuízo ao desenvolvimento das plantas.

Geralmente os elementos em maior abundância no biossólido são o N e o P. Sabe-se que o N pode ser facilmente lixiviado no perfil do solo e assim contaminar o lençol freático, principalmente com nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) já que este íon é bastante móvel. A aplicação de biossólido pode dessa forma contribuir para a contaminação das águas e deve ser considerada. Anjos (1999) observou que a aplicação sucessiva de biossólido contribuiu para a elevação da concentração de nitrato a níveis muito superiores ao estabelecido pela legislação americana, portanto a possibilidade de haver contaminação de aquíferos com esta prática deve ser considerada, independente do solo no qual será feita a adição de biossólido.

### 5.1.3 Sanidade

Em relação a sanidade do material aplicado, utilizou-se como indicador para o monitoramento da concentração de ovos viáveis de helmintos, seguindo as orientações definidas pela IN-IAP. Conforme análise realizada, o material apresentou 1,67 ovos viáveis por grama de matéria seca com 4,56% de viabilidade, entretanto, a IN-IAP sugere um máximo de 0,25 ovos viáveis por grama de matéria seca. Observa-se, portanto, que o teor encontrado esteve acima do limite estabelecido, indicando que a adição de 10 a 20% de cal ao lote de lodo não foi suficiente para sua completa higienização. Nova análise para monitoramento foi realizada no solo do tratamento que recebeu a maior dosagem ( $240 \text{ Mg.ha}^{-1}$  de biossólido) que mesmo apresentando 0,15 ovos por grama de matéria seca no solo, contudo estes ovos não foram viáveis após 13 meses da incorporação no solo.

Os países europeus geralmente delegam as exigências de restrição de uso do biossólido às autoridades locais de saúde e de maneira geral são menos restritivas que a norte-americana. Essas variações nos critérios são bastante comuns mesmo porque as variáveis envolvidas são muitas e dependentes das condições locais. As análises de contagem e viabilidade de ovos de helmintos para biossólidos, seja pelo nível de sanidade da população ou pela inviabilização do material, em dois anos (máximo médio), esses organismos são gradativamente inviabilizados após incorporação do material ao solo (SANEPAR, 1999).

Em decorrência desse fato, para áreas submetidas a recuperação as quais não terão finalidade agrícola ou o contato direto com animais e humanos nos primeiros anos após aplicação do biossólido, os ovos de helmintos não apresentam riscos saúde humana e animal desde que mantenha a devida proteção da área, o controle da erosão e do escoamento superficial, ou seja, que se realize medidas de conservação do solo.

## 5.2 SOLO

A densidade do solo (densidade aparente) inicial da área experimental era 1,09 g.cm<sup>-3</sup> e, após 13 meses da aplicação do bio sólido, encontrou-se uma densidade média de 0,95 g.cm<sup>-3</sup>, compondo-se em média de 49% de argila, 26% de areia e 25% de silte, análises essas realizadas para monitoramento da área. O solo também foi caracterizado qualitativamente conforme sua mineralogia apresentando ismectita com picos em mica e caulinita. A vermiculita é notada discretamente e pode ter sido mascarada pelo predomínio da ismectita conforme pode ser observado no anexo 2 (figura 26).

A tabela 11 e 12 a seguir apresenta a caracterização dos parâmetros relacionados a fertilidade do solo e metais pesados da área experimental antes do início das atividades:

TABELA 11: TEORES MÉDIOS RELACIONADOS A FERTILIDADE ENCONTRADOS NA ÁREA DEGRADADA.

Unidade experimental	pH CaCl <sub>2</sub>	pH SMP	Al <sup>+3</sup>	H <sup>+</sup> +Al <sup>+3</sup>	Ca <sup>+2</sup> +Mg <sup>+2</sup>	Ca <sup>+2</sup>	K <sup>+</sup>	T*1	P	C	V %*2
			cmol <sub>c</sub> .dm <sup>-3</sup>						mg.dm <sup>-3</sup>	g.dm <sup>-3</sup>	
Média do solo	4,10	4,11	12,42	20,38	1,96	1,12	0,13	22,47	0,30	14,57	8,98

Nota: \*1T: capacidade de troca de cátions, \*2 V%: saturação por bases.

TABELA 12: TEORES MÉDIOS TOTAIS DE METAIS PESADOS ENCONTRADOS NA ÁREA DEGRADADA ANTES DA APLICAÇÃO DE ALTAS DOSES DE BIOSSÓLIDO.

Solo Média	Al	Ba	Ca	Co	Cr	Cu	Fe	K	La	Li	Mg
	g.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>
	60,2	105,4	0,5	10,5	84,2	31,2	45,0	3,1	24,0	16,5	3,8
	Mn	Ni	P	Pb	Sr	Ti	V	Y	Zn	Zr	
	g.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	
	0,3	26,0	0,2	80,8	20,4	1,1	59,3	4,4	61,8	19,7	

### 5.2.1 Parâmetros Relacionados aos Metais Pesados

Observa-se que a aplicação de elevadas doses de bio sólido em um único momento em área decapada/ degradada não indicou inconveniente no que se refere à elevação dos níveis de metais pesados no solo, não causando dessa forma, prejuízo ou

comprometimento da área. A elevada quantidade de matéria orgânica contida nesse tipo de resíduo ainda retém fortemente esses metais, reduzindo perdas no meio ambiente na forma de lixiviação e escoamento. A vantagem da aplicação em um único momento é a redução de atividades mecanizadas na área.

O não comprometimento do solo em relação a metais pesados a partir da aplicação de biossólido no solo também foi observado por Sopper (1993), Defelipo, et al (1991), Miyazawa et al (1996), Nascimento et al (2004) e Hernández et al (1991).

Ainda assim, é importante que antes da aplicação de biossólido ou de outros tipos de resíduos que possam conter elevados níveis de metais pesados, deve-se realizar a caracterização da área degradada e do resíduo a ser adicionado por haver condições atípicas e pontuais que apresentem contaminação por metais pesados o qual poderá ser agravado pela adição do material, como foi observado por Lima et al (2002) na recuperação de uma área de aterro.

A tabela 13 apresenta os teores totais médios de alguns elementos químicos encontrados no solo da área degradada em processo de recuperação, conforme tratamento estudado:

TABELA 13: TEORES TOTAIS MÉDIOS DE METAIS PESADOS ENCONTRADOS NA ÁREA DEGRADADA APÓS APLICAÇÃO DE ALTAS DOSES DE BIOSSÓLIDO E CULTIVO DE MILHETO EM 04/2003.

Tratamentos	Hg	Ba	Co	Cr	Cu	Fe	La	Li	Mn	Ni	Pb	Sr	V	Y	Zr	B
	µg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>
2T	<50	122,63	9,65	43,25	30,50	44,0	28,38	16,63	0,2	16,13	68,88	27,75	67,25	6,86	31,50	121,2
2M	< 50	123,75	11,33	42,75	29,50	43,0	28,00	20,00	0,2	16,25	70,00	25,50	60,00	6,55	31,25	174,2
2La	< 50	185,75	13,00	43,00	29,25	41,0	27,50	18,25	0,2	16,25	68,75	24,00	59,75	6,25	30,75	158,0
2Lb	50,5	121,75	8,65	40,25	31,50	38,5	30,00	17,93	0,2	15,75	71,00	23,25	57,50	6,58	22,25	107,0
2Lc	150,0	132,00	8,40	42,75	35,50	39,8	37,00	18,00	0,2	16,25	75,00	27,00	60,25	7,10	18,25	60,5

\* Os teores de Ag, Be, Bi, Cd, Sc, Sn e W estiveram abaixo do limite de detecção da análise química laboratorial.

Os metais pesados avaliados não apresentaram diferenças estatísticas entre os tratamentos estudados com exceção do Zn, Ti (figura 12) e B. O Ba, Cr (figura 10), La, Li, Mn, Ni, Sr, V e Y não apresentaram variações mantendo-se constantes em todos os tratamentos. O Hg, Cu, Pb e o Zn apresentaram uma pequena tendência à

elevação dos teores quando houve a aplicação de biossólido. O B, Co, Fe, Ti e o Zr mostraram tendência a redução dos seus teores no solo a partir da aplicação do biossólido. Pegorini (2002), Andreoli (1999), Lucchesi (1988), Nascimento et al (2004), Miyazawa, et al (1996) também não observaram aumento significativos na maior parte dos metais analisados que foram adicionados ao solo após a aplicação de biossólido ou composto de lixo urbano.

O Hg pode se aderir a grande número de ligantes orgânicos e inorgânicos, formando complexos estáveis, principalmente com aqueles que contêm enxofre. Dependendo das condições ambientais (pH entre 3 e 5 e material orgânico em excesso), a complexação com ligantes orgânicos pode ser dominante. No ambiente o mercúrio pode formar compostos altamente solúveis e tóxicos que são rapidamente absorvidos e bioacumulados por plantas e animais podendo se acumular também em todos os níveis tróficos (CETESB, 2001; Kabata-Pendias e Pendias, 1992).

Cabe ressaltar que os teores Hg no solo ficaram abaixo do limite de detecção na análise laboratorial que foi de  $50 \mu\text{g.kg}^{-1}$ , sendo este elemento detectado apenas nas repetições 1 e 4 do tratamento correspondente a  $120 \text{ Mg.ha}^{-1}$  (2Lb1 e 2Lb4) com 50 e  $51 \mu\text{g.kg}^{-1}$ , respectivamente e no tratamento correspondente a  $240 \text{ Mg.ha}^{-1}$  (2Lc4) com  $150 \mu\text{g.kg}^{-1}$  (anexo 2) no entanto, o acréscimo no nível de Hg no solo é proporcional a aplicação de biossólido (tabela 13) onde maiores quantidades desse elemento são adicionadas ao solo conforme quantidade aplicada de biossólido.

Cabe aqui ressaltar que o teor total B no solo foi estatisticamente diferente podendo se observar uma redução em seus teores nos tratamentos em que se aplicaram as maiores dosagens ( $\text{Lb} = 120 \text{ Mg.ha}^{-1}$  e  $\text{Lc} = 240 \text{ Mg.ha}^{-1}$ ) de biossólido. Esta redução é provavelmente decorrente da elevação do pH que diminui a disponibilidade desse elemento no solo. Também vale ressaltar que este micronutriente fica retido na matéria orgânica, estando disponível no perfil do solo. Já o tratamento que recebeu adubação mineral foi o que apresentou o maior incremento desse elemento, porém, não diferindo estatisticamente do tratamento que recebeu  $60 \text{ Mg.ha}^{-1}$  (La) de biossólido, conforme pode ser constatado na tabela 13.

A redução desse elemento nas maiores dosagens de biossólido pode ter ocorrido devido a maior extração pela vegetação cultivada nesses tratamentos frente a alta produtividade obtida em comparação com os demais tratamentos. Contudo, sugere-se que este elemento seja estudado mais profundamente para a obtenção de resultados mais conclusivos a partir da aplicação de altas doses de biossólido no solo.

TABELA 14: QUANTIDADE DE METAIS PESADOS NO SOLO DA ÁREA DEGRADADA APÓS APLICAÇÃO DE ALTAS DOSES DE BIOSSÓLIDO E CULTIVO DO MILHETO.

Tratamentos		Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
		Teores totais em kg.ha <sup>-1</sup>				
M	Adub. Mineral	< 6,0	59,0	32,5	140,0	117,0
T	0 Mg.ha <sup>-1</sup> MS	< 6,0	61,0	32,3	137,8	117,8
La	60 Mg.ha <sup>-1</sup> MS	< 6,0	58,5	32,5	137,5	119,5
Lb	120 Mg.ha <sup>-1</sup> MS	< 6,0	63,0	30,5	142,0	134,0
Lc	240 Mg.ha <sup>-1</sup> MS	< 6,0	71,0	32,5	150,0	170,0
Teores para CTC >15cmol <sub>c</sub> .dm <sup>-3</sup> (*)		22,0	560,0	560,0	2240,0	1120,0

(\*) EPA (1983), citada por Sopper (1993).

Os valores de referência, de acordo com a CETESB (2001), indicam o limite de qualidade para um solo considerado limpo, estabelecido com base nos diversos tipos de solos do estado de São Paulo e o valor de alerta indica uma possível alteração na qualidade natural dos solos, sendo utilizado em caráter preventivo e quando excedido no solo, deverá ser exigido o monitoramento das águas subterrâneas. Os teores médios de metais pesados no solo onde se aplicou biossólido, algumas vezes encontram-se abaixo do nível de referência ou abaixo do nível de alerta conforme constatado na tabela 15.

TABELA 15: NÍVEL MÉDIO DO SOLO APÓS APLICAÇÃO DE BIOSSÓLIDO E NÍVEIS DE ORIENTAÇÃO PARA METAIS PESADOS PRESENTES NO SOLO.

Elemento	Solos (mg.kg <sup>-1</sup> )				
	Nível do solo na testemunha	Nível médio área com biossólido	Maiores níveis encontrados	Nível de referência	Nível de alerta CETESB
Al	54.000,0	52.900,0	54.000,0	---	---
Ba	122,63	146,5	185,75	75	150
Cd	< 3,0	< 3,0	< 3,0	< 0,5	3
Pb	68,88	71,58	75,0	17	100
Co	9,65	10,02	13,0	13	25
Cu	30,50	32,08	35,5	35	60
Cr	43,25	42,0	43,25	40	75
Fe	44.000,0	39.800,0	44.000,00	---	---
Mn	200	200	200	---	---
Hg	< 0,05	0,1	0,15	0,05	0,5
Mo	< 3,0	< 3,0	< 3,0	< 25	30
Ni	16,13	16,08	16,25	13	30
Ag	< 3,0	< 3,0	< 3,0	0,25	2
V	67,25	59,17	67,25	275	---
Zn	58,88	70,58	85,00	60	300

Fonte: adaptado de CETESB (2001).

Comparando o nível médio de metais pesados da área em estudo com relação aos indicativos da CETESB (2001), o Ba, Pb, Hg, Ni e Zn indicaram teores na área após a aplicação de biossólido superaram os níveis de referência, contudo sem alcançar os níveis de alerta. Ainda cabe acrescentar que, mesmo que o Ba não seja um elemento monitorado pela IN-IAP, foi o elemento que mais se aproximou proporcionalmente do nível de alerta. Mesmo onde não houve a aplicação de biossólido, o teor de Ba no solo era alto. O biossólido aplicado continha cerca de 415mg.kg<sup>-1</sup> de Ba e este material pode potencializar os riscos de acúmulo deste elemento no solo e conseqüentemente na cadeia alimentar, já que este elemento pode ser acumulado por organismos (CETESB, 2001). Os elementos como o Al, Fe e Mn não apresentam níveis de referência. Tanto para o Cd como para a Ag os níveis de detecção da análise laboratorial foi mais elevado em relação aos níveis de referência não podendo ser avaliado.

A elevação dos níveis de metais pesados no solo sem prejuízos ambientais da área, após adição de altas doses de biossólido, também pode ser constatada através da análise de caracterização da fertilidade do solo da área (tabela 14) após cultivo do milho indicando uma CTC média do solo de 26,07 cmol<sub>c</sub>.dm<sup>-3</sup> corroborando com o

níveis proposto pela EPA<sup>20</sup> (1983) e citada por Sopper (1993), onde estes sugerem quantidades máximas de metais pesados presentes no solo. Mesmo após a aplicação de biossólido, esses metais se mostraram muito abaixo dos limites sugeridos conforme tabela 14.

Pode-se confirmar que a quantidade aplicada de biossólido na área em processo de recuperação (tabela 14 e 15) é segura e não apresenta risco de contaminação ambiental, no entanto, os teores de Ba e de Pb, mesmo não observando diferenças estatísticas e em relação aos tratamentos testemunha e que recebeu adubação mineral, são os que se acumularam em maiores quantidades, no caso do Pb, mesmo sendo aplicado 6,7% do sugerido pela EPA (1983) citada por Sopper (1993).

Na figura 10 se observa a variação nos teores de Hg, Cd, Cu, Cr, Ni e Pb nos tratamentos correspondentes as doses 0 (testemunha), 60, 120 e 240 Mg.ha<sup>-1</sup> (matéria seca) de biossólido.

---

<sup>20</sup> USEPA – United States Environmental Protection Agency – **Land application of municipal sludge** – Process design manual. EPA- 625/1-83-016, Cincinnati, 420p. (1983)



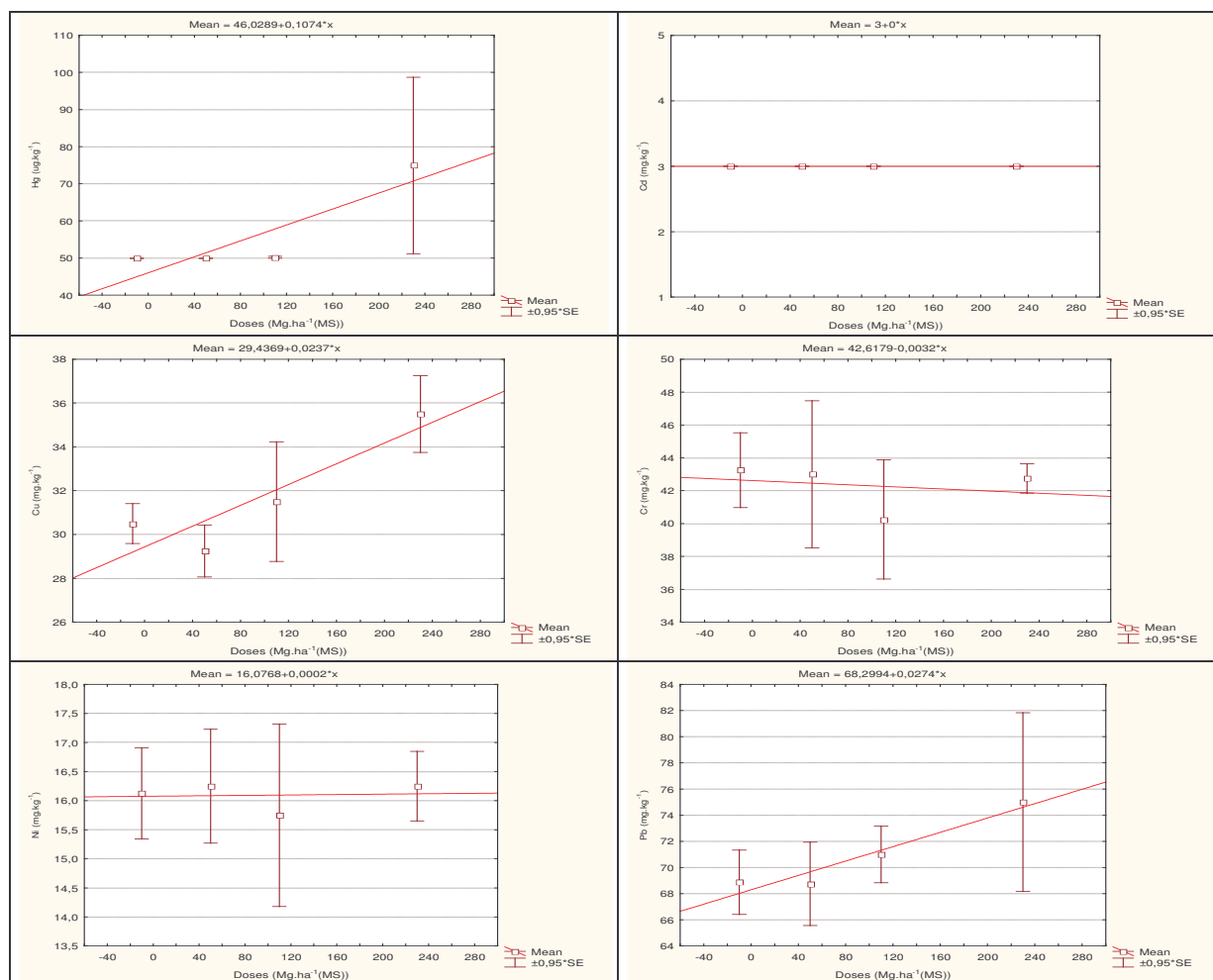


FIGURA 10: NÍVEIS DE Hg, Cd, Cu, Cr, Ni E Pb NO SOLO EM PROCESSO DE RECUPERAÇÃO APÓS APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO E DO CULTIVO DE MILHETO.

Mesmo não sendo significativo, há tendência de acúmulo de metais pesados no solo, conforme elevação da dose de bioassolido aplicada que pode ser verificada na figura 10. Esta tendência foi observada por Siegenthaler e Stauffer (1991) e Oliveira e Mattiazzo (2001) que detectaram acúmulos nos teores totais de Cu, Cr, Ni e Zn na camada de 0,2m de solos cultivados com cana-de-açúcar onde foi aplicado calcário, adubo mineral e bioassolido em doses variando de 37 a 110 Mg.ha<sup>-1</sup> (base seca). Por outro lado diferem do observado por Galdos et al (2004) que avaliaram a produção de milho e atributos químicos em um latossolo tratado com bioassolido (dose recomendada para a cultura e o dobro) e observaram aumento nos teores de Cu e Ni somente na segunda aplicação consecutiva.

Pierangeli et al (2004) estudaram a adsorção de Cd, Cu e Pb por amostras de latossolos pré-tratados com P e afirmam que o movimento desses elementos nos solos está intimamente associado aos fatores que contribuem para sua retenção na fase sólida e que o pré-tratamento com P aumentou a adsorção de Cd, Cu e Pb. Miyazawa et al (1996) não observaram deslocamento de Ba, Cd, Cr, Cu, Ni e Pb até um ano após a aplicação ao estudar a lixiviação de metais pesados do bio sólido aplicados nas quantidades de 5, 50 e 100 Mg.ha<sup>-1</sup> (base seca), em cobertura, em latossolo roxo em comparação com latossolo vermelho escuro.

#### 5.2.1.1 Zinco

Os teores totais de Zn apresentaram elevação significativa entre os tratamentos em relação aos seus teores em função das doses de bio sólido adicionadas. Todavia, a dose referente a 60 Mg.ha<sup>-1</sup> (La) de bio sólido foi estatisticamente igual a testemunha (T) e a adubação mineral (M), diferindo estatisticamente apenas da maior dosagem (Lc = 240 Mg.ha<sup>-1</sup>) utilizada, onde o teor foi 1,44 vezes maior, conforme pode ser observado na tabela abaixo.

TABELA 16: TEORES MÉDIOS ENCONTRADOS NA ÁREA DEGRADADA APÓS APLICAÇÃO DE ALTAS DOSES DE BIOSSÓLIDO E CULTIVO DO MILHETO.

Tratamento		Zn total aplicado kg.ha <sup>-1</sup>	Zn aplicado mg.kg <sup>-1</sup>	Zn no solo mg.kg <sup>-1</sup>
2T	0 Mg.ha <sup>-1</sup> MS	0	0	58,88 a
2M	Adub. Mineral	0	0	58,50 a
2La	60 Mg.ha <sup>-1</sup> MS	31,092	15,55	59,75 a
2Lb	120 Mg.ha <sup>-1</sup> MS	62,190	31,09	67,00 ab
2Lc	240 Mg.ha <sup>-1</sup> MS	124,374	62,19	85,00 b

Nota: Valores seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente.

Conforme pode ser observado na tabela 16, a adição de bio sólido no solo contribuiu para um aumento de até 44,4% no teor de Zn do solo em relação a testemunha. A adição de cada mg.kg<sup>-1</sup> de Zn através desse material, aumenta 0,447 unidades nos teores de Zn no solo. Ademais, a adubação mineral não contribuiu para a adição desse elemento no solo já que a adubação básica utilizada não continha esse

elemento na composição. Ainda na tabela 16 se observa que os teores de Zn na testemunha e no tratamento que recebeu adubação mineral permaneceram semelhantes, porém com uma pequena redução no último.

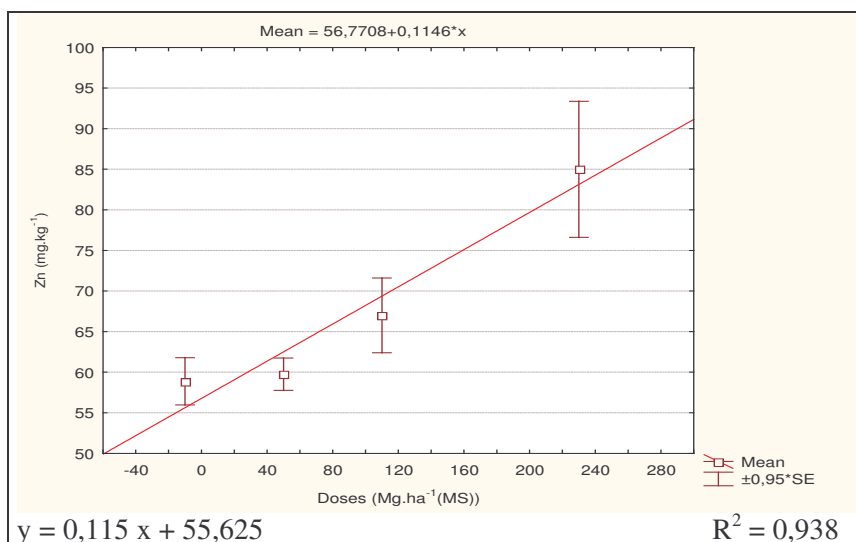


FIGURA 11: NÍVEIS DE Zn NO SOLO EM PROCESSO DE RECUPERAÇÃO APÓS APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO E DO CULTIVO DE MILHETO.

Os níveis médios de Zn no solo, como pode ser observado na figura 11, seguem uma tendência média linear quanto ao acréscimo no solo assim como outros metais pesados (Hg, Cu e Pb) monitorados (tabela 13). O aumento das doses aplicadas coincide com o aumento nos teores desse elemento, de acordo com a curva de tendência traçada e determinada pela equação ilustrada na figura 11, que demonstram ainda, que o aumento nos teores totais de Zn é proporcional a dose aplicada.

Pode-se observar que teores totais de Zn encontrados no solo variaram de 117,0 a 170,0 kg.ha<sup>-1</sup>, teores esses dentro dos valores estabelecidos pela EPA (1983) citada por Sopper (1993) (tabela 14) e com teores médios nos tratamentos com biossólido muito próximo ao nível de referência proposto pela CETESB (2001) (tabela 14) dos solos que é de 70 mg.kg<sup>-1</sup>, que normalmente são encontrado também em solos do estado do Paraná, conforme sugerido por Santos Filho (1983). Diante desse fato, mesmo sendo significativa a diferença entre os tratamentos, não há limitação quanto ao Zn no uso de elevadas doses de biossólido no solo.

Mesmo sabendo que o Zn é móvel no solo na forma de  $\text{Zn}^{+2}$  (Kabata-Pendias e Pendias, 1992) e, por isso suscetível a lixiviação, tem diminuição de sua disponibilidade devido ao efeito da matéria orgânica (ótima relação com a matéria orgânica o qual pode ficar adsorvido nela), da presença de ânions e da elevação do pH (McBride e Blasiak, 1979; Lindsay, 1972; Henneberg, 2000).

Este elemento se apresenta com maiores teores nos tratamentos que receberam biossólido devido a maior adição desse elemento pelo material. Ainda cabe ressaltar que este elemento também é um micronutriente essencial ao desenvolvimento das plantas e freqüentemente é utilizado na adubação de grandes culturas agrícolas econômicas.

A elevação nos teores de Zn também foi observada por Galdos et al (2004) quando avaliaram os atributos químicos e a produção de milho, observando um aumento em 5 e 11 vezes no teor disponível de Zn em comparação com a testemunha, conforme quantidade aplicada de biossólido (necessidade da cultura e o dobro da necessidade). Miyazawa et al (1996) também observaram maior adição nos solos com esse elemento, depois da aplicação de biossólido nas quantidades de 5, 50 e 100  $\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$  (base seca) em cobertura. Estes dados estão de acordo com o obtido por Anjos (1999), Pegorini (2002), Andreoli (1999), Silva et al (1998), Giusquiani et al (1992), Siegenthaler e Stauffer (1991) e Mullins e Sommers (1986). Estudos desenvolvidos por McGrath et al (2000) que avaliaram o acúmulo de Zn no solo durante 20 anos após a última incorporação e observaram, contudo uma estabilização nos teores desse elemento no decorrer dos anos.

#### 5.2.1.2 Titânio

Mesmo não fazendo parte dos metais pesados monitorados pela maioria das normas e regulamentações, vale ressaltar que para os teores de Ti houve diferenças significativas entre seus tratamentos. Porém a quantidade encontrada desse elemento foi inversa a quantidade de biossólido aplicada, mostrando-se maior no tratamento que recebeu adubação mineral e menor no tratamento que recebeu 240  $\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$  (Lc) de

biossólido, sendo esta diferença significativa. Já os tratamentos referentes às doses 120, 60  $\text{Mg.ha}^{-1}$  (Lb e La) de biossólido e testemunha (T) não diferiram significativamente, conforme pode ser observado na figura 12 a seguir.

Kabata-Pendias e Pendias (1992) afirmam que minerais de Ti são bastante resistentes ao intemperismo, sendo praticamente indecomponíveis e muito estáveis nos solos. A exposição de solos a efluentes ou emissão por indústrias pode vir a tornar-se contaminado com este elemento, no entanto o Ti aplicado através do biossólido não provocou contaminação ambiental.

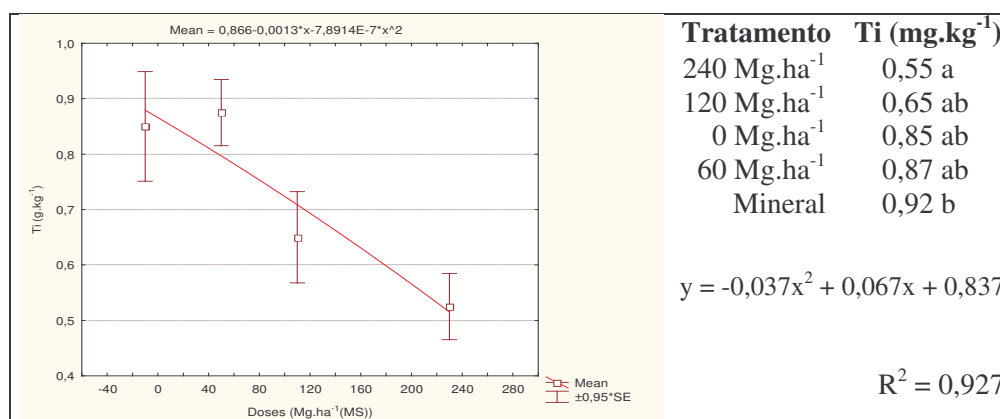


FIGURA 12: NÍVEIS DE Ti NO SOLO EM PROCESSO DE RECUPERAÇÃO APÓS APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO E DO CULTIVO DE MILHETO.

### 5.2.2 Parâmetros Relacionados à Fertilidade do Solo

De acordo com as análises estatísticas realizadas, observou-se diferença entre os tratamentos estudados para os teores de C orgânico, Ca total e trocável, Mg trocável, Ca + Mg trocáveis, K total, P total e disponível, Na trocável, B total, pH, Al trocável e saturação por bases, conforme pode ser observado na tabela 17, e discutidos a seguir.

TABELA 17: TEORES MÉDIOS RELACIONADOS A FERTILIDADE DO SOLO DA ÁREA DEGRADADA APÓS APLICAÇÃO DE ALTAS DOSES DE BIOSSÓLIDO E CULTIVO DE MILHETO.

Tratamentos	pH CaCl <sub>2</sub>	pH SMP	Al <sup>+3</sup>	H <sup>+</sup> +Al <sup>+3</sup>	Ca <sup>+2</sup> +Mg <sup>+2</sup>	Ca <sup>+2</sup>	Na <sup>+</sup>	T*1	P	C	V%*2
			cmol <sub>c</sub> .dm <sup>-3</sup>						mg.dm <sup>-3</sup>	g.dm <sup>-3</sup>	
2T	4,31	4,39	11,18	16,70	7,08	4,65	0,03	24,01	4,39	12,15	28,56
2M	4,48	4,68	7,54	13,81	9,22	5,18	0,03	23,26	6,95	11,70	40,09
2La	5,10	5,64	0,74	6,93	17,53	9,67	0,05	24,68	53,45	16,45	71,94
2Lb	5,63	6,10	1,04	5,56	24,07	13,80	0,07	29,90	82,75	18,55	80,71
2Lc	6,69	7,06	0,00	2,35	25,84	13,22	0,11	28,53	155,63	25,21	91,55

Nota: \*1T: capacidade de troca de cátions, \*2 V%: saturação por bases.

### 5.2.2.1 Carbono e Matéria Orgânica

Os teores de C se mostraram estatisticamente diferentes onde os maiores teores são observados nas maiores dosagens de biossólido aplicadas (Lb = 120 Mg.ha<sup>-1</sup> e Lc = 240 Mg.ha<sup>-1</sup>), porém sem diferenças estatísticas entre esses dois tratamentos, conforme pode ser observado na figura 13. Com isso, observa-se um acréscimo dos teores de C conforme o aumento das dosagens de biossólido. O tratamento que recebeu a adubação mineral foi o que obteve os menores teores, sendo 2,1 vezes menor que o tratamento que recebeu a maior dose de biossólido (Lc = 240 Mg.ha<sup>-1</sup>), que era esperado, já que não houve a adição do material orgânico neste tratamento.

Na figura 13, se observa uma tendência linear ao acúmulo de C com o aumento das aplicações de biossólido, podendo-se afirmar que quanto maior a dose aplicada de biossólido, maior será o acúmulo de C no solo, de acordo com a equação da ilustração.

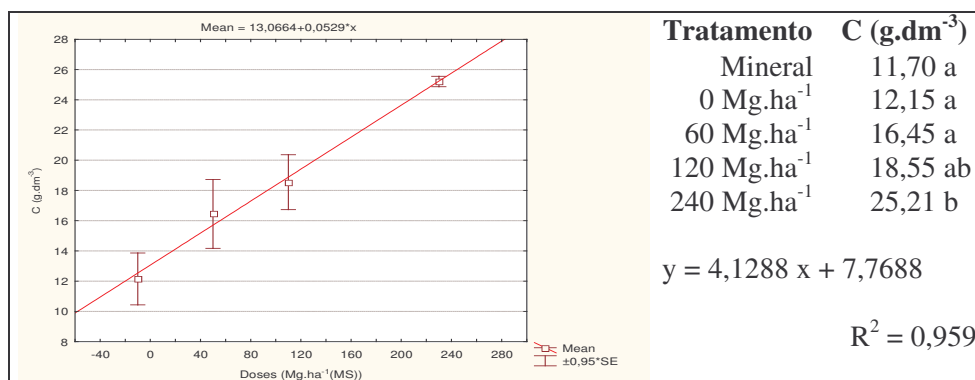


FIGURA 13: NÍVEIS DE C NO SOLO EM PROCESSO DE RECUPERAÇÃO APÓS APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO E DO CULTIVO DE MILHETO.

Sabendo-se que a matéria orgânica é um dos principais indicadores da recuperação dos solos degradados, é possível afirmar que o uso de altas doses de biossólido permite uma rápida recuperação do solo aproximando aos teores de C encontrados em áreas não degradadas da região. Castro et al (2002) observaram que os maiores teores de C são observados em locais sem perda de solo e adubação com biossólido, onde foi observada maior quantidade de matéria orgânica.

A matéria orgânica tem papel fundamental na recuperação de áreas degradadas por favorecer o fornecimento, acúmulo e fixação de C no solo. A matéria orgânica no solo ainda impulsiona a atividade microbiana, influi na estruturação do solo, retenção de umidade, adsorção e fornecimento de nutrientes, principalmente N, S e P que são componentes do material e ficam armazenados na forma orgânica.

Solos degradados têm grande capacidade em reter matéria orgânica ao redor dos minerais de argila que, se unem a ela formando um complexo organo-mineral e, assim, aumentando a superfície de contato e, conseqüentemente aumentando a capacidade em adsorver nutrientes trocáveis, sendo que tanto maior a superfície específica da argila, maior é a capacidade de reter matéria orgânica. Portanto, ausência ou pequena quantidade de matéria orgânica no solo, faz com que grande quantidade dela possa ser adsorvida formando complexos organo-minerais quando do uso de resíduos orgânicos como o biossólido.

Esse rápido aumento nos teores de C no solo foi diferente do obtido em trabalhos realizados por Lucchesi (1988) e Favaretto (1996), que observaram um incremento lento deste elemento, limitado aos primeiros centímetros do solo, afirmando que a recuperação da matéria orgânica é um processo lento, contínuo e dependente do sistema de cultivo. Em geral, entre 1 a 4 Mg.ha<sup>-1</sup> de C são adicionados ao solo na forma de resíduos vegetais a cada safra, e menos da metade permanecerá no solo como composto estável após um ano de cultivo. Diante do mencionado, observa-se que a aplicação de resíduos orgânicos favorece o acúmulo deste elemento no solo. O incremento de carbono no solo através da aplicação de resíduos orgânicos também foi observado por Nascimento et al (2004), Melo et al (1994), Barbosa (2000), Berton et al (1989), Oliveira et al (1995), Siengenthaler e Stauffer (1991), este último

trabalhando com biossólido e esterco de curral. Por outro lado, na recuperação de uma área degradada por mineração de calcário com o uso de biossólido, adubo mineral e forrageiras de inverno, Wisniewski et al (1996) não obtiveram variações no teor de C orgânico no decorrer do experimento.

#### 5.2.2.2 Fósforo

O aumento do P solúvel quanto o P total na maioria das doses de biossólido foram estatisticamente significativos. Para os valores de P solúvel, os tratamentos tiveram um acréscimo linear em seus teores em todos os tratamentos indicando uma alta disponibilidade do P aplicado na forma de biossólido, elevando os teores para níveis classificados como alto. Os tratamentos que receberam biossólido foram os que obtiveram maiores incrementos, porém não diferiram entre si, conforme pode ser observado na tabela 18.

TABELA 18: TEORES MÉDIOS DE FÓSFORO ENCONTRADOS NA ÁREA DEGRADADA APÓS APLICAÇÃO DE ALTAS DOSES DE BIOSSÓLIDO E CULTIVO DE MILHETO.

Tratamento		P total aplicado kg.ha <sup>-1</sup>	P aplicado mg.kg <sup>-1</sup>	P total Solo g.kg <sup>-1</sup>	P disponível solo mg.kg <sup>-1</sup>
2T	0 Mg.ha <sup>-1</sup> MS	0	0	0,2 a	4,39 a
2M	Adub. Mineral	48,4	24,2	0,2 a	6,95 a
2La	60 Mg.ha <sup>-1</sup> MS	618,7	309,4	0,3 a	53,45 b
2Lb	120 Mg.ha <sup>-1</sup> MS	1259,8	629,9	0,5 ab	82,75 b
2Lc	240 Mg.ha <sup>-1</sup> MS	2519,5	1259,8	0,9 b	155,63 b

Nota: valores seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente.

A aplicação de biossólido funciona como uma adubação corretiva elevando os teores inicialmente baixos até teores muitos altos. Todavia a aplicação de biossólido de forma a aumentar o P no solo para valores tão altos deve ser cautelosa em áreas suscetíveis ao escoamento superficial, pois pode provocar contaminação de cursos d'água.

Ainda pode-se observar na tabela 18 que o tratamento que recebeu a maior dose de biossólido (Lc = 240 Mg.ha<sup>-1</sup>), foi 35,5 vezes maior que o tratamento testemunha (T) e quase 3 vezes maior que o tratamento que recebeu a menor dose de biossólido (La = 60 Mg.ha<sup>-1</sup>), mostrando a eficiência deste material no que diz respeito



ao aumento da disponibilidade de P no solo. Em relação ao P total, apenas foi estatisticamente diferente o tratamento que recebeu a maior dose de biossólido (240 Mg.ha<sup>-1</sup>), isso porque as maiores quantidades desse elemento foram adicionadas ao solo através do material.

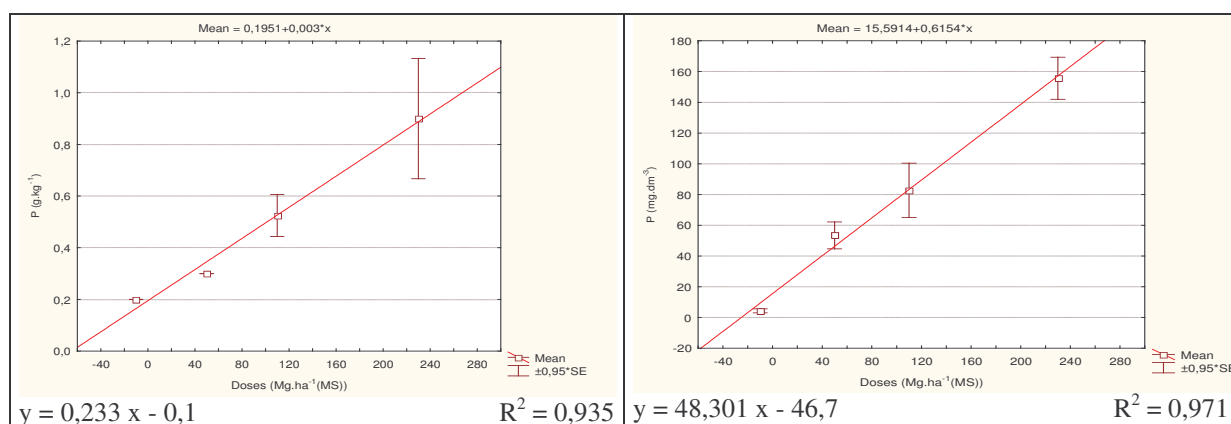


FIGURA 14: NÍVEIS DE P NO SOLO EM PROCESSO DE RECUPERAÇÃO APÓS APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO E DO CULTIVO DE MILHETO.

Na figura 14 se observa a tendência linear ao acúmulo deste elemento, tanto na forma disponível como no seu teor total no solo, a partir da aplicação de altas doses de biossólido, segundo a curva ilustrada.

Ainda se constata que a aplicação equivalente a 1259,8 mg.kg<sup>-1</sup> de P gera um aumento de 155,63 mg.kg<sup>-1</sup>, ou seja, um aumento de aproximadamente 12% na forma disponível, indicando um alto poder de fixação desse elemento no solo. Com isso, a cada adição de 1 mg.kg<sup>-1</sup> de P através do biossólido, eleva o P disponível no solo em 0,064 unidades de P disponível, ou ainda 0,11 unidades de P disponível aumentam na análise com adição de 1 mg.kg<sup>-1</sup> de P.

A elevação nos teores de P também corroboram com os trabalhos de Nascimento et al (2004), Berton et al (1989), Silva et al (1998), Da Ros et al (1993), Oliveira et al (1995) e por Galdos et al (2004) que observaram aumento nos teores de P na camada de 0-0,10m do solo. No segundo ano, não observaram diferenças estatísticas deste elemento devido a adubação recomendada, que adicionou 21 kg.ha<sup>-1</sup> de P em cada ano. No tratamento testemunha, também teve acúmulo de P disponível na superfície, onde todos os tratamentos enquadraram-se na faixa considerada alta para

P. Wisniewski et al (1996) recuperando uma área degradada por mineração de calcário com o uso de biossólido, também observaram maiores teores de P disponível quando aplicou-se 40, 80 e 120 Mg.ha<sup>-1</sup> (base úmida) desse material no solo. Logo, as quantidades adicionadas de P através dos trabalhos realizados por Galdos et al (2004) e por Wisniewski et al (1996) é muito inferior a quantidade adicionada desse elemento através das altas dosagens de biossólido utilizada, que provavelmente ainda estará fornecendo P nos anos subseqüentes.

Por outro lado, Favaretto (1996) não observou diferenças estatísticas nos teores de P quando utilizou adubação orgânica e mineral na recuperação de área degradada com cultivo de forrageiras.

#### 5.2.2.3 Potássio

Devido aos teores obtidos a partir da análise para extração do K<sup>+</sup> seguindo metodologia definida por Mehlich, optou-se também pela realização da análise através da utilização do acetado de amônio apresentados na tabela 20. Face a predominância de argila de atividade alta no solo em uso, este método é mais eficiente nestes casos, porque o método por Mehlich determina o K extraível e o acetado de amônio fornece apenas o K trocável, sendo esta última forma de K, a principal fonte desse nutriente para as plantas. Para solos bastante intemperizados os teores de K extraível pelo método de Mehlich são praticamente iguais aos teores reais de K trocável e esses teores obtidos são utilizados para cálculos de necessidade de adubação de culturas econômicas agrícolas. No caso de solos com presença de minerais de argila tipo 2:1, a utilização do acetato de amônio é mais indicada pelo íon NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (amônio) ter o mesmo raio iônico que o K<sup>+</sup> e ser capaz de substituí-lo nos sítios de maior energia onde é maior a capacidade de fixação desse elemento.

TABELA 19: TEORES MÉDIOS DE POTÁSSIO NO SOLO ENCONTRADOS NA ÁREA DEGRADADA APÓS APLICAÇÃO DE ALTAS DOSES DE BIOSSÓLIDO E CULTIVO DE MILHETO.

Tratamento		K <sup>+</sup> em cmol <sub>c</sub> .dm <sup>-3</sup>		K em g.kg <sup>-1</sup>	K total aplicado	K aplicado
		Acetato de amônio	Mehlich	Total	kg.ha <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>
2M	Adub. Mineral	1,28 a	0,20a	3,9 ab	66,4/ 91,3	33,20/ 45,65
2T	0 Mg.ha <sup>-1</sup> MS	0,92 a	0,19a	3,3 b	0	0
2La	60 Mg.ha <sup>-1</sup> MS	0,94 a	0,18a	3,1 a	114,5	57,25
2Lb	120 Mg.ha <sup>-1</sup> MS	0,72 a	0,19a	2,8 a	229,1	114,55
2Lc	240 Mg.ha <sup>-1</sup> MS	0,68 a	0,24a	2,8 a	458,1	229,05

Nota: valores seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente.

O K<sup>+</sup>, obtido através da extração por Mehlich, não apresentou diferença estatística entre os tratamentos, permanecendo estável em níveis considerados médios, provavelmente pelo fato de que por este método não ter sido capaz de determinar este elemento com exatidão. Esses teores de K<sup>+</sup> observados concordam com trabalho realizado por Silva et al (1998) e Wisniewski et al (1996) que estudaram a recuperação de uma área degradada por mineração de calcário com o uso de biossólido, adubo mineral e forrageiras de inverno e não observaram alteração nos teores de K com a aplicação de biossólido. Entretanto estes autores observaram baixa concentração deste elemento nos resultados. Barbosa (2000) também não observou variações nos teores de K<sup>+</sup> no solo com aplicação de 0 a 36 Mg.ha<sup>-1</sup> de biossólido caleado a 50%.

O maior valor de K extraído pelo acetado de amônio confirma a maior capacidade de extração desse método comparativamente ao Mehlich, quando ocorre a presença de argila de atividade alta. As altas quantidades de K se encontravam na planta em face a alta produtividade obtidas no milheto, visto que o K é o segundo ou mesmo o primeiro elemento em maior concentração nas plantas. Também se pode atribuir a fixação entre as lâminas de argila devido à presença de argila do tipo 2:1 (ismectita em maior parte, vermiculita e mica) no horizonte C trabalhado, o que pode ser constatado pela alta CTC na condição natural e na análise da composição mineralógica do solo (anexo 2). Por outro lado, as características deste solo promovem, posteriormente, a lenta e gradual liberação deste íon no solo, disponibilizando-o às plantas ao longo do tempo, além da ocorrência de menores perdas por lixiviação.

Entretanto, ao se observar os teores totais deste elemento no solo, os menores teores foram observados nos tratamentos que receberam biossólido. O tratamento onde se observa o maior teor de K foi no tratamento testemunha, mas não difere significativamente do tratamento que recebeu adubação mineral.

Do mesmo modo que se observa a redução de K total, o  $K^+$  extraído pelo acetato de amônio, se comporta semelhantemente, porém com uma queda mais acentuada de seus teores. Isso se deve ao fato do solo em estudo ter enormes valores de  $Al^{+3}$  (trocável) (tabela 17) e possivelmente parte desse alumínio pode ter vindo da cloritização parcial das argilas de atividade alta. Sendo assim, a elevação do pH pode ter causado a diminuição do  $Al^{+3}$  (tóxico/trocável) que poderiam estar bloqueando os sítios de troca e que, ao ser complexado, poderiam aumentar a capacidade de fixação de K causando a diminuição na capacidade de extração de K pelo acetato de amônio. Fato esse é atribuído a relação direta entre o aumento da CTC (a pH 7,0) do solo conforme a dose de biossólido aplicada. A elevada CTC deste solo proporciona uma maior capacidade de reter os cátions  $K^+$  no perfil do solo, mesmo que estes tendam a percolar neste ambiente.

A percolação do K para as camadas subsuperficiais do solo, assim como de outros nutrientes, provocam um aumento do perfil de solo explorado pelas plantas, pois as raízes tendem a se prolongar na busca e absorção desses nutrientes o que é interessante no auxílio da recuperação de solos degradados e desenvolvimento da vegetação. Este elemento pode ser perdido pela lixiviação, entretanto, a possibilidade de grandes perdas de K é pouco provável, visto que o solo da área tem elevada CTC e alta capacidade de fixação deste elemento. Anjos (1999) avaliou a lixiviação de  $K^+$ , e observou que a percentagem (de 10 a 16% do aplicado) de lixiviação dessa espécie química em relação às quantidades totais presentes nas amostras de solo foram pequenas.

O  $K^+$  é um dos cátions mais facilmente trocáveis estando quase sempre prontamente disponível no solo a partir da adubação. A aplicação de altas doses de biossólido caleado possui altos teores de Ca e é muito comum que este elemento venha a substituir o  $K^+$  nos sítios de troca. O mesmo pode ocorrer com outros cátions como o

$\text{NH}^{+4}$  e o  $\text{Na}^{+}$  que competem pelos sítios de troca com este elemento o que pode ser comprovado ao se observar os incrementos de  $\text{Ca}^{+2}$  e  $\text{Na}^{+}$  nos tratamentos que receberam biossólido.

Na figura 15 a seguir se observa graficamente a diferença entre a extração através de Mehlich e em acetato de amônio assim como os teores totais obtidos no solo dos tratamentos que receberam adubação com biossólido, verifica-se uma tendência na redução desse elemento tanto nos teores totais como no disponível de acordo com a curva ilustrada.

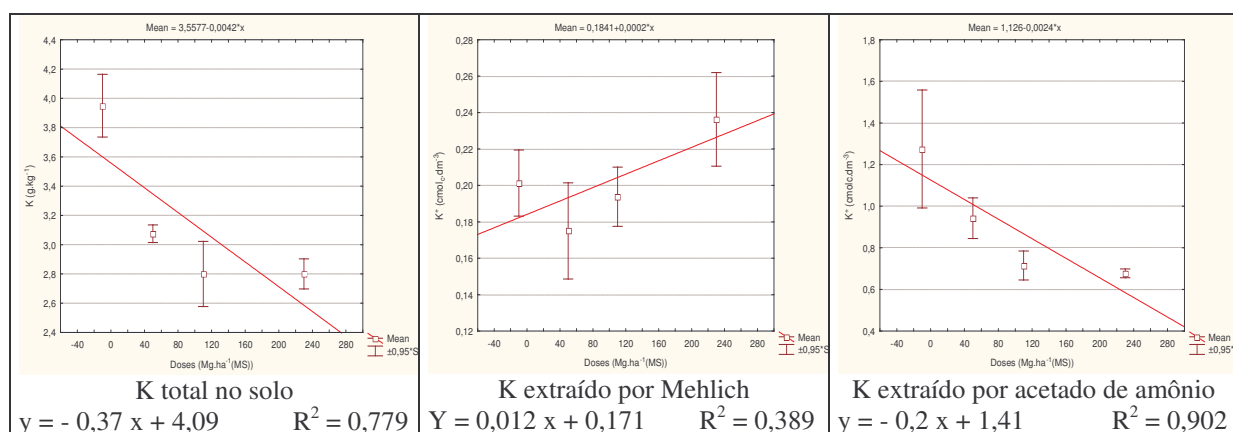


FIGURA 15: NÍVEIS DE K,  $\text{K}^{+}$  (MEHLICH) E  $\text{K}^{+}$  (ACETATO DE AMÔNIO) NO SOLO EM PROCESSO DE RECUPERAÇÃO APÓS APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO E DO CULTIVO DE MILHETO.

Os dados obtidos em relação ao K discordam de Nascimento et al (2004), Berton et al (1989). Anjos (1999) observou diferenças estatísticas em relação a elevação dos teores de  $\text{K}^{+}$  no solo influenciado pelas aplicações de biossólido. Em seus tratamentos, observou maiores teores de  $\text{K}^{+}$  e também  $\text{Ca}^{+2}$  e  $\text{Mg}^{+2}$  relacionados a maior ocorrência natural desses elementos nesse tipo de solo (latossolo roxo) e também aos maiores valores de CTC, teor de argila, teores de óxidos de Fe e Al, características essas que conferem maior retenção desses cátions oriundos da adição do resíduo. Em trabalhos numa área de recuperação, após mineração de xisto, com a utilização de forrageiras em sistema de plantio direto e adubação orgânica e química, Favaretto (1996), assim como Anjos (1999), não observaram mobilidade de K no

perfil do solo, mas por outro lado houve uma alta absorção desse elemento pelas forrageiras contribuindo para a reciclagem do K.

#### 5.2.2.4 Cálcio

Tanto o Ca total como o trocável apresentaram diferenças estatísticas entre os tratamentos estudados. Em relação aos teores totais, o tratamento testemunha e a adubação mineral tiveram resultados semelhantes e não diferiram do tratamento referente a dose de 60 Mg.ha<sup>-1</sup> de biossólido (La). Já o tratamento referente a dose de 120 Mg.ha<sup>-1</sup> de biossólido (Lb) adicionou quase o dobro de Ca ao solo se comparado a menor dose de biossólido (La = 60 Mg.ha<sup>-1</sup>), mostrando-se diferente dos tratamentos testemunha (T) e adubação mineral (M). Já o tratamento referente a maior dose de biossólido (Lc = 240 Mg.ha<sup>-1</sup>) foi superior aos demais tratamentos, praticamente quadruplicando a quantidade adicionada ao tratamento referente a dose 60 Mg.ha<sup>-1</sup> (La) e sendo cerca de 8,3 vezes superior ao tratamento testemunha (T), como pode ser observado na figura 16 e tabela 20.

Em relação ao Ca trocável, os tratamentos testemunha e adubação mineral (T e M) não apresentaram diferenças significativas entre si, assim como os tratamentos referentes as doses 120 e 240 de biossólido (Lb = 120 Mg.ha<sup>-1</sup> e Lc = 240 Mg.ha<sup>-1</sup>). Também se observa uma elevação nos teores desse elemento trocável conforme o aumento da dose aplicada, tendendo a uma estabilização nas maiores doses aplicadas em teores por volta de 13 cmol<sub>c</sub>.dm<sup>-3</sup>, como pode ser constatado na 20 tabela a seguir.

TABELA 20: TEORES MÉDIOS DE CÁLCIO NO SOLO ENCONTRADOS NA ÁREA DEGRADADA APÓS APLICAÇÃO DE ALTAS DOSES DE BIOSSÓLIDO E CULTIVO DE MILHETO.

Tratamento		Qde aplicada kg.ha <sup>-1</sup>	Qde aplicada mg.kg <sup>-1</sup>	Teor total no solo g.kg <sup>-1</sup>	Disponível em cmol <sub>c</sub> .dm <sup>-3</sup>
2T	0 Mg.ha <sup>-1</sup> MS	---* <sup>1</sup>	---	0,6 a	4,65 a
2M	Adub. Mineral	---* <sup>1</sup>	---	0,8 a	5,18 a
2La	60 Mg.ha <sup>-1</sup> MS	3378,3	1689,6	1,5 ab	9,67 ab
2Lb	120 Mg.ha <sup>-1</sup> MS	6757,3	3378,7	2,7 bc	13,80 b
2Lc	240 Mg.ha <sup>-1</sup> MS	13513,9	6756,9	5,0 d	13,22 b

Nota: \*<sup>1</sup> quantidade de Ca adicionada pelo calcário não determinada. Valores seguidos da mesma letra não diferem estatisticamente.

Observa-se através da tabela 20 e da figura 16 que os teores trocáveis deste elemento são classificados como alto em todos os tratamentos devido a adição de Ca tanto via biossólido como via calcário em todos os tratamentos já que todos os tratamentos receberam este elemento pela homogenização da área antes do início das atividades. Os teores totais e trocáveis de Ca no solo no tratamento que recebeu a menor dose de biossólido ( $60 \text{ Mg.ha}^{-1}$ ) é quase duas vezes maior que o tratamento que recebeu calcário (M), mostrando a maior eficiência da aplicação do material na disponibilização de  $\text{Ca}^{+2}$  no solo em relação a utilização do calcário.

Não foi realizada análise do calcário aplicado na área experimental e, portanto, não foi possível determinar as quantidades de Ca que foram adicionadas por esse material nos tratamentos e a contribuição deste elemento pelo calcário. De acordo com os cálculos teóricos os teores deveriam ser mais elevados do que o determinado na análise química para o tratamento referente a adubação mineral.

No entanto, a maior disponibilidade do Ca nos tratamentos que receberam biossólido em relação ao que sofreu calcareação pode ser explicada pela liberação mais rápida do hidróxido de cálcio em relação ao óxido do calcário. Contudo, o calcário utilizado poderia ter menores teores de Ca do que o esperado e por isso não houve o aumento esperado do cálcio total e a redução do Al tóxico neste tratamento.

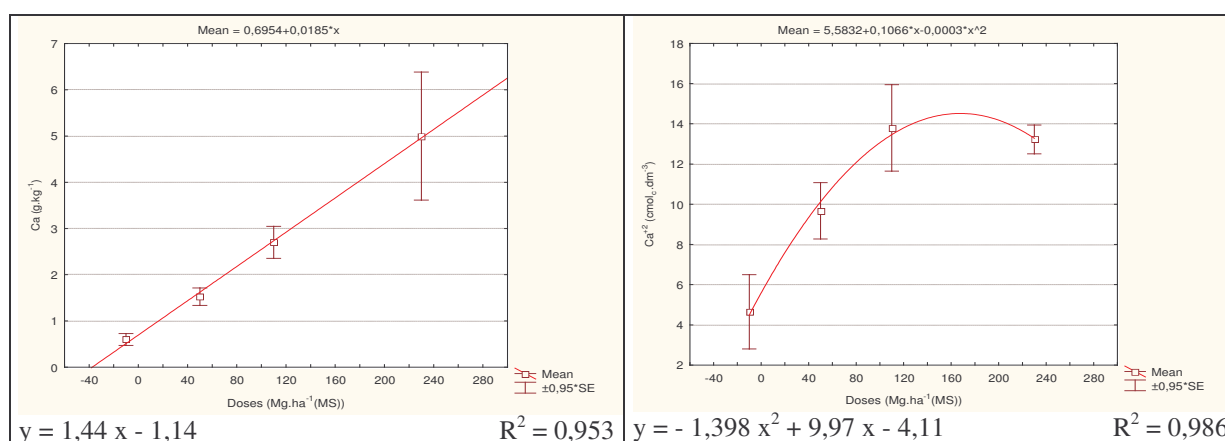


FIGURA 16: NÍVEIS DE Ca TOTAL E TROCÁVEL NO SOLO EM PROCESSO DE RECUPERAÇÃO APÓS APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO E DO CULTIVO DE MILHETO.

A figura 16 ainda mostra um acúmulo crescente em seus teores totais seguindo a curva de tendência ilustrada e o Ca trocável tende a apresentar um aumento bastante expressivo em sua disponibilidade nas doses de 60 e 120 Mg.ha<sup>-1</sup> (La e Lb) de bio sólido tendendo a se estabilizar a partir destas, mostrando a saturação do solo da forma disponível deste elemento. O poder tampão do solo varia conforme o pH e quando este esteve em torno de 5 a 6, como observado no solo em estudo, provocou uma tendência a estabilização dos níveis de Ca<sup>+2</sup>.

Mesmo sabendo que o Ca trocável no solo pode ser perdido através da lixiviação, absorvido por organismos ou adsorvidos nos minerais de argila, os teores encontrados nos tratamentos que receberam bio sólido foram elevados devido a alta quantidade deste elemento adicionada pelo bio sólido calcado, o qual possui de 10 a 20% de seu peso seco em cal (CaO), também auxiliando no maior desenvolvimento das raízes e fornecimento deste elemento nas camadas subsuperficiais do solo.

Os resultados observados corroboram com Berton et al (1989), Silva et al (1998), Nascimento et al (2004) e Barbosa (2000). Anjos (1999) observou diferenças estatísticas em relação a elevação dos teores de Ca<sup>+2</sup> no solo influenciado pelas aplicações de bio sólido assim como SANEPAR (1997) que afirma que o Ca se apresenta em maiores concentrações em bio sólidos, que utilizam a cal como agente condicionante. Divergindo dos resultados obtidos e dos autores citados acima, Favaretto (1996) mesmo observando resultados superiores em relação ao Ca nos tratamentos que receberam adubação orgânica, não obteve diferença estatística quando comparados com a adubação mineral.

#### 5.2.2.5 Magnésio

Analisando o Mg individualmente, se observa que o Mg total não variou estatisticamente entre os tratamentos apesar da tendência a elevação dos seus teores. O Mg<sup>+2</sup> aplicado através do bio sólido se diferencia apenas da testemunha e adubação mineral nas duas maiores dosagens (Lb = 120 e Lb = 240 Mg.ha<sup>-1</sup>). Já em relação ao tratamento que recebeu a dose de 60 Mg.ha<sup>-1</sup> (La) não diferiu da adubação mineral e



nem do tratamento com o dobro da dosagem de biossólido aplicada. Ainda se constata que o tratamento com adubação mineral se apresenta com teor bem mais elevado que a testemunha isso porque provavelmente maiores quantidades desse elemento foram adicionadas ao solo através da calagem com calcário dolomítico. No entanto, todos os tratamentos obtiveram teores altos deste elemento como pode ser observado na tabela 21 abaixo.

TABELA 21: TEORES MÉDIOS DE MAGNÉSIO NO SOLO ENCONTRADOS NA ÁREA DEGRADADA APÓS APLICAÇÃO DE ALTAS DOSES DE BIOSSÓLIDO E CULTIVO DE MILHETO.

Tratamento		Qde aplicada kg.ha <sup>-1</sup>	Qde aplicada mg.kg <sup>-1</sup>	Teor total g.kg <sup>-1</sup>	Disponível cmol <sub>c</sub> .dm <sup>-3</sup>	Relação Ca <sup>+2</sup> :Mg <sup>+2</sup>
2T	0 Mg.ha <sup>-1</sup> MS	---* <sup>1</sup>	---	4,7 a	2,43 a	1,91
2M	Adub. Mineral	---* <sup>1</sup>	---	4,5 a	4,04 ab	1,28
2La	60 Mg.ha <sup>-1</sup> MS	2118,6	1059,3	4,5 a	7,86 bc	1,23
2Lb	120 Mg.ha <sup>-1</sup> MS	4237,6	2118,8	4,8 a	10,28 cd	1,34
2Lc	240 Mg.ha <sup>-1</sup> MS	8474,8	4237,4	5,9 a	12,62 d	1,05

Nota: \*<sup>1</sup> Quantidade de Mg adicionada pelo calcário não determinada. Valores seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente.

Como observado para o Ca, não foi realizada análise do calcário aplicado na área experimental e, portanto, não foi possível determinar as quantidades de Mg adicionadas nos tratamentos e a contribuição deste pelo calcário. De acordo com os cálculos teóricos os teores também deveriam ser mais elevados do que o determinado na análise química para o tratamento referente a adubação mineral. No entanto, o calcário utilizado pode conter menores teores de Mg do que o esperado e por isso não houve o aumento.

Wisniewski et al (1996) também observaram elevação nos teores de Mg que se apresentou alto tanto no solo como no biossólido aplicado, sendo que a maior dosagem aplicada (120 Mg.ha<sup>-1</sup>, base úmida) foi a que resultou no maior incremento deste elemento, corroborando com os dados obtidos neste trabalho e com trabalhos realizados por Nascimento et al (2004), Berton et al (1989) e Barbosa (2000).

Em discordância em relação aos teores de Mg<sup>+2</sup>, o estudo realizado por Anjos (1999), não apresentou diferenças estatísticas em relação aos tratamentos com aplicações sucessivas de biossólido em relação a testemunha, atribuindo ao fato de

que, apesar da adição  $1173 \text{ kg.ha}^{-1}$  de  $\text{Mg}^{+2}$ , esta dose não foi suficiente para elevar o teor trocável do elemento. Estes dados contrapõe-se aos obtidos no solo em estudo, onde altos teores de Mg e a saturação do solo foi logo alcançada nas dosagens de 120 e  $240 \text{ Mg.ha}^{-1}$ . Silva et al (1998) observaram redução nos teores obtidos de Mg.

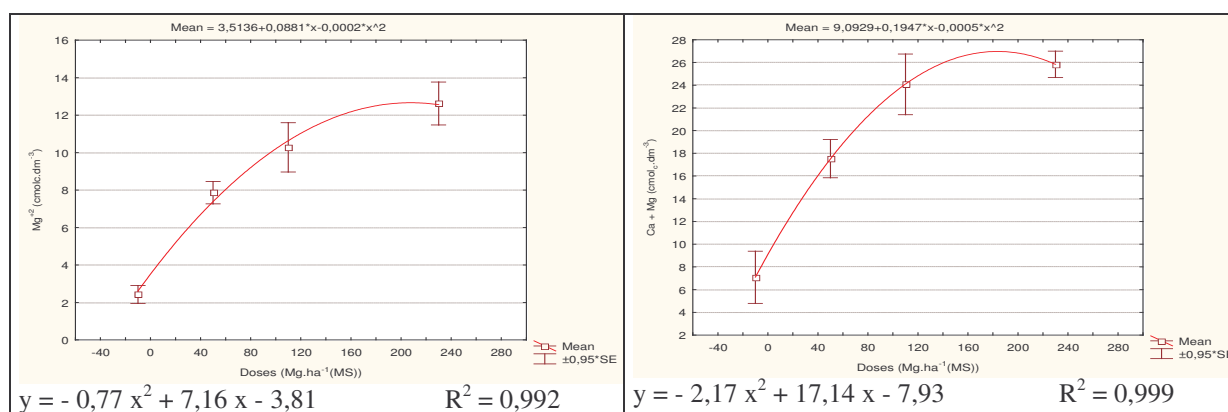


FIGURA 17: NÍVEIS DE  $\text{Mg}^{+2}$  E  $\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2}$  NO SOLO EM PROCESSO DE RECUPERAÇÃO APÓS APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO E DO CULTIVO DE MILHETO.

Em relação aos valores de  $\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2}$ , estes tiveram elevação em todos os tratamentos sendo que os maiores acréscimos foram nos tratamentos que receberam 60 e  $120 \text{ Mg.ha}^{-1}$  de biossólido, tendendo a se estabilizar na maior dosagem devido a redução das reações no solo em consequência da elevação do pH. Os valores encontrados para esses teores foram estatisticamente significativos, sendo que o tratamento referente a testemunha (T) mostrou-se 3,6 vezes menor que o tratamento que recebeu a maior dose de biossólido ( $240 \text{ Mg.ha}^{-1}$ ). Os tratamentos que receberam biossólido não diferiram significativamente entre si, conforme pode ser observado na tabela 21 e figura 17 abaixo.

Ainda na figura 17 se observa o mesmo comportamento tanto para os teores de Mg trocável como para a soma de Ca + Mg trocáveis conforme suas curvas de tendência que, como o  $\text{Ca}^{+2}$ , tende a se estabilizar a partir da maior dose aplicada devido a saturação deste elemento no solo. Tanto o  $\text{Mg}^{+2}$  como a concentração de Ca + Mg observou-se maiores aumentos nas doses de 60 e  $120 \text{ Mg.ha}^{-1}$  (La e Lb) de biossólido e menor incremento próximo a dose de  $240 \text{ Mg.ha}^{-1}$  (Lc). O poder tampão

do solo no pH em torno de 5 a 6 também exerce influência sobre o Mg provocando tendência a estabilização deste elemento no solo.

Favaretto (1996) também observou melhores resultados nos teores de Ca e Mg nos tratamentos que receberam adubação orgânica em relação aos demais tratamentos, compensando as perdas provenientes da exportação da parte aérea em função da menor absorção destes nutrientes pelas plantas, quando comparados com o K. Já Lucchesi (1988) não observou diferenças nos teores de Ca + Mg na recuperação de área degradada pela mineração do xisto, que foi tratada com esterco de curral e composto de lixo urbano, no entanto, os teores desses elementos foram considerados altos, em todos os tratamentos.

Ainda referente a esses elementos se observa a redução da relação Ca : Mg, até quase a um nos tratamentos que receberam biossólido indicando que as quantidades trocáveis desses dois elementos se equiparam no solo. Este fato pode gerar desequilíbrio nutricional nas plantas cultivadas já que se considera 3 : 1 a relação adequada entre esses dois elementos. Em relações próximas a 1, pode ocorrer diminuição da absorção de Ca e assim prejudicar o desenvolvimento da vegetação. A maior absorção de Mg em relação ao Ca foi observada no milho cultivado nos tratamentos que receberam biossólido, contudo sem prejudicar o desenvolvimento da vegetação.

#### 5.2.2.6 Sódio

O Na foi estatisticamente diferente apenas em seus teores trocáveis no solo, aumentando sua disponibilidade em 5,5 vezes no tratamento que recebeu a maior dose de biossólido (240 Mg.ha<sup>-1</sup>) em relação a testemunha (T). O tratamento que recebeu adubação mineral (M) se apresentou estatisticamente igual ao tratamento testemunha conforme pode ser observado na figura 18.

Isso se deve provavelmente a elevação do pH que favoreceu a disponibilização deste elemento no solo, já que as quantidades adicionadas pelo biossólido não provocaram aumentos nos teores totais no solo (figura 18). Ainda se constata que o

teor trocável deste elemento tende a uma elevação proporcionalmente no aumento da dose de biossólido aplicada, mesmo que os teores totais não tenham alterado. Isso se deve provavelmente a maior disponibilização deste elemento frente a adição de outros cátions pelo material no solo.

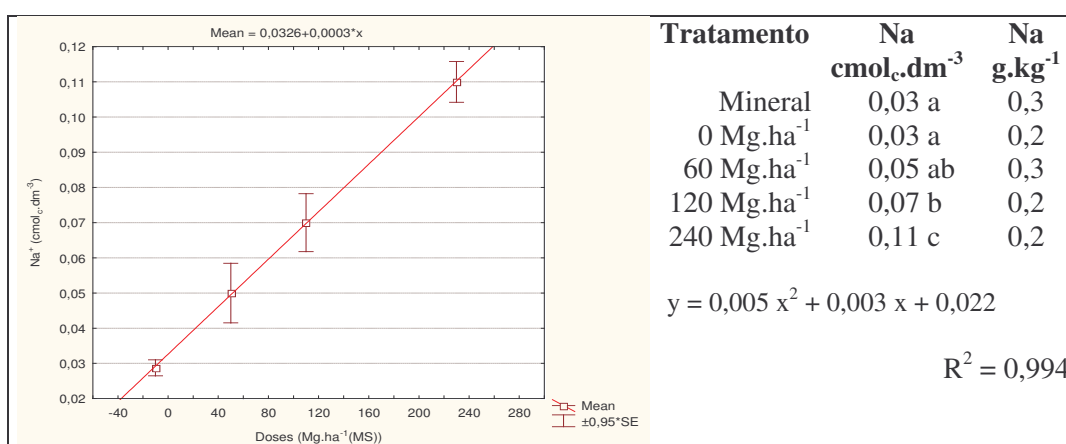


FIGURA 18: NÍVEIS DE Na<sup>+</sup> NO SOLO EM PROCESSO DE RECUPERAÇÃO APÓS APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO E DO CULTIVO DE MILHETO.

Quando há adição de elevadas doses de biossólido, pode-se provocar salinidade do perfil do solo, parte pela quantidade de sais presente neste tipo de material, parte pela presença de Na que pode se tornar disponível no solo podendo causar prejuízos ao desenvolvimento da vegetação. Tomé (1997) levanta outras influências que altas quantidades de Na podem causar, em proporção a outros cátions, e, assim, dificultar a absorção de água e outros nutrientes pela planta, ou mesmo pelo seu efeito dispersante sobre as argilas, causando desestruturação do solo e prejudicando a infiltração de água, que pode também favorecer a perda de solo.

Cabe ressaltar também que a absorção de outros nutrientes pelas plantas não foi prejudicada pelos teores de Na<sup>+</sup> no solo já que apenas um máximo de 0,38% (Lc = 240 Mg.ha<sup>-1</sup>) dos sítios de troca do solo foram ocupados por esse elemento não causando dispersão nestes sítios devido ao aumento de 0,12% (T = 0 Mg.ha<sup>-1</sup>) para 0,38% não ser considerável.

Outro fato constatado é que o percentual de Na<sup>+</sup> no solo permanece abaixo de 15%, valor em que este elemento se torna crítico ao desenvolvimento da vegetação e

torna o solo salinizado. Ao se comparar este elemento com o K, observa-se que o solo em estudo tem alta capacidade de fixar K e não Na. Os teores totais de Na permanecem abaixo de  $0,4\text{g.kg}^{-1}$ , teor este considerado médio.

### 5.2.2.7 pH em $\text{CaCl}_2$ 0,01M e Alumínio

Observa-se um aumento linear do pH estatisticamente significativo conforme o aumento das doses de biossólido que, caracteristicamente, neutraliza a acidez do solo e complexa o  $\text{Al}^{+3}$ . Os valores de pH passam de 4,31 no tratamento correspondente a dose zero (testemunha = T) até 6,69 no tratamento que recebeu a maior dose de biossólido ( $\text{Lc} = 240 \text{ Mg.ha}^{-1}$ ), como pode ser observado na figura 19 a seguir.

O Al trocável (tóxico) apresentou sensível redução entre os tratamentos, mostrando maiores reduções onde o biossólido foi aplicado. Apesar do tratamento que recebeu a dose de  $240 \text{ Mg.ha}^{-1}$  (Lc) não apresentar essa forma do elemento, o mesmo não diferiu estatisticamente dos demais que receberam biossólido.

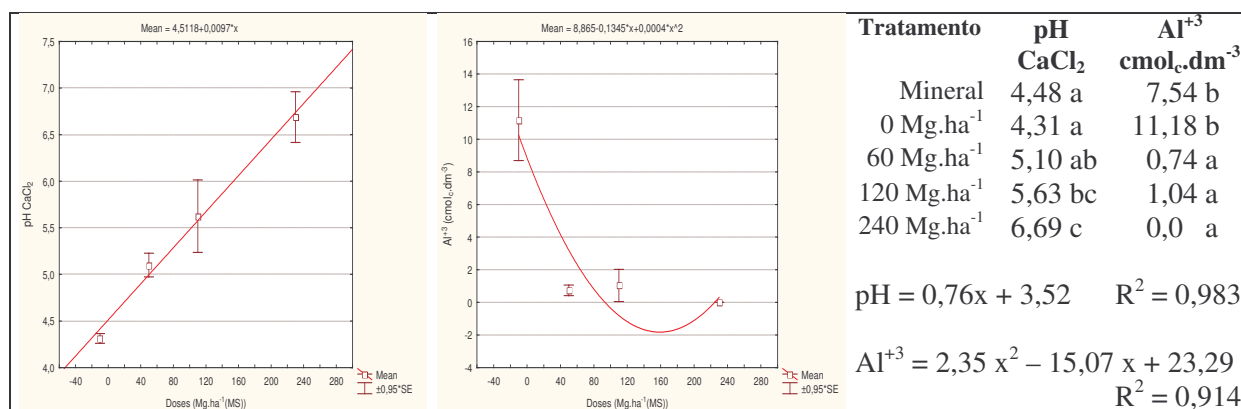


FIGURA 19: NÍVEIS DE pH  $\text{CaCl}_2$  0,01M E  $\text{Al}^{+3}$  NO SOLO EM PROCESSO DE RECUPERAÇÃO APÓS APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO E DO CULTIVO DE MILHETO.

O comportamento do  $\text{Al}^{+3}$  observado na figura acima era esperado já que o pH do solo originalmente era bastante baixo devido as suas características, pouco intemperizado, com minerais de argila do tipo 2:1 onde, nestas condições, ocorre a presença de  $\text{H}^+$  e a liberação de  $\text{Al}^{+3}$  a partir do material de origem.

Ainda no tratamento que recebeu  $120 \text{ Mg.ha}^{-1}$  de biossólido (Lb) se observa um teor de  $\text{Al}^{+3}$  de cerca de  $1,15 \text{ cmol}_c.\text{dm}^{-3}$  a um pH de 5,63 o que não era esperado pois teoricamente não deveria ocorrer a presença de Al nessa forma a um pH acima de 4,8. Esse fato se deve a uma única repetição deste tratamento, que apresentou este elemento no perfil do solo estudado, elevando assim a média do tratamento. Isso pode ter sido causado pela incorporação do material não ter sido homogênea nesta parcela.

Devido a presença de argila de atividade alta e as altas concentrações de  $\text{Al}^{+3}$ , a calagem não foi suficiente para neutralizar a acidez do solo e o  $\text{Al}^{+3}$  (tóxico) no tratamento que recebeu adubação mineral (M). Com a adição de elevadas doses de biossólido caleado, tem-se a elevação do pH a níveis aceitáveis assim como redução da acidez potencial ( $\text{H} + \text{Al}$ ) e de  $\text{Al}^{+3}$ . Parte do Al trocável pode ter sido inativado também pela matéria orgânica adicionada já que este elemento tem capacidade de se ligar aos ácidos orgânicos em solução, fato comum em solos de florestas e locais de intensa atividade microbiana. Também cabe ressaltar que as quantidades de calcário adicionadas ao solo foram altas e mesmo assim, o pH do solo não atingiu 7,0 como esperado, provavelmente porque o solo tem um elevado poder tampão.

Esta elevação do pH e redução do Al tóxico também foi observada nos trabalhos realizados por Anjos (1999) onde se observou o mesmo comportamento do pH, com elevação gradativa resultante das aplicações de biossólido. Em seus estudos, atribuiu esse comportamento à alcalinidade do resíduo orgânico, afirmando que o material recebeu CaO, fazendo com que este biossólido promova a correção da acidez devido a formação de  $\text{Ca(OH)}_2$ , que é uma base forte. Favaretto (1996) verificou elevação do pH e redução de Al tóxico indicando controle da acidificação e o efeito superficial do calcário aplicado em cobertura na área. Galdos et al (2004), Wisniewski et al (1996), Martins et al (2003), Berton et al (1989), Silva et al (1998), Siengenthaler e Stauffer (1991), Barbosa (2000), Andreoli (1999) e Pegorini (2002) também observaram elevação no pH e redução de Al trocável em estudos realizados com aplicação de biossólido no solo.

Estes trabalhos corroboram com os dados obtidos neste estudo, no entanto, a elevação do pH não é tão expressiva provavelmente devido ao elevado poder tampão

do solo estudado. Por outro lado, Lucchesi (1988) não observou diferenças em relação ao pH e presença de  $Al^{+3}$  e tampouco Oliveira et al (1995) que não observaram diferenças em relação a elevação do pH em solo tratado com biossólido (até 20  $Mg.ha^{-1}$ ) com complementação mineral. Já Nascimento et al (2004) observaram decréscimo no pH do solo tratado com biossólido não calcado (doses variando de 0 a 60  $Mg.ha^{-1}$  na base seca) já que o pH em água do material aplicado foi de 5,1.

#### 5.2.2.8 Saturação por Bases

Observa-se um aumento na saturação por bases, sendo superiores a 60% ( $V\% = 60$ ), indicando a elevação do nível de bases passíveis de troca no solo com a utilização do biossólido, já com a aplicação da menor dose de biossólido ( $La = 60 Mg.ha^{-1}$ ), tendendo a se estabilizar próximo a 100% a partir da maior dosagem utilizada, conforme pode ser observado na figura 20 abaixo.

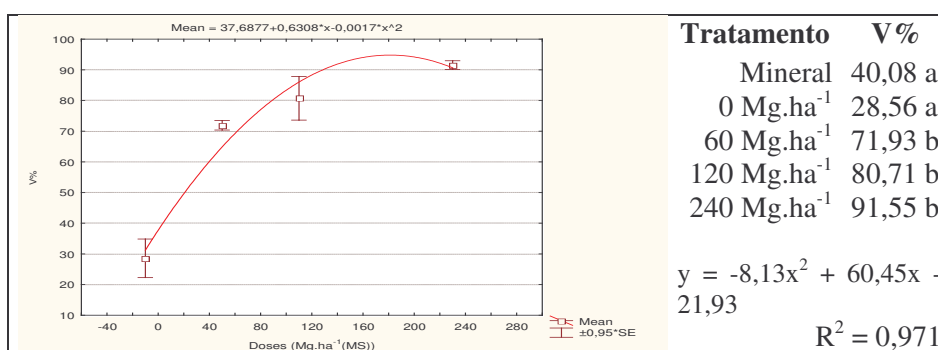


FIGURA 20: NÍVEIS DE SATURAÇÃO POR BASES NO SOLO EM PROCESSO DE RECUPERAÇÃO APÓS APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO E DO CULTIVO DE MILHETO.

A saturação por bases no solo tem um grande aumento e depois tende a se estabilizar já que grande quantidade de cátions foram adicionados pelo biossólido elevando também a CTC e assim, aumentando o número de cátions que este solo pode reter. Essa porcentagem de saturação é determinada a pH 7,0 e pode variar nas diversas faixas de pH. Mesmo que a CTC não tenha apresentado diferenças estatísticas entre os tratamentos estudados, parte da CTC ocupada por  $Al^{+3}$ , após aplicação de biossólido, passa a ser ocupada por Ca, Mg, K e Na trocáveis o que é refletido no



aumento do percentual de saturação por essas bases. Este estudo corrobora com Barbosa (2000) que também observou elevação na saturação por bases com aplicação de até 36 Mg.ha<sup>-1</sup> de lodo caçado a 50%.

### 5.3 PLANTA

Pode-se observar na figura 21 a área degradada em estudo antes da aplicação do bio sólido, e o satisfatório crescimento das plantas de milho cultivadas. A vegetação espontânea também aparece com bastante vigor na área em pousio, um ano após a incorporação do bio sólido que, assim como quando cultivada, tem protegido o solo contra as intempéries, proporcionando o controle da erosão pela cobertura do solo. Nota-se ainda que o bio sólido oferece condições propícias à rápida recuperação da área auxiliando no processo de recuperação da sustentabilidade.



FIGURA 21: ÁREA ANTES DAS ATIVIDADES. CULTIVO DO MILHETO. PRESENÇA DA MATÉRIA SECA EM COBERTURA. 1 ANO APÓS A APLICAÇÃO DE ALTAS DOSES DE BIOSÓLIDO, EM POUSIO COM VEGETAÇÃO ESPONTÂNEA.



Áreas de empréstimo quando não há a reposição dos horizontes A e B na área após sua utilização, gera uma recuperação mais onerosa. A utilização de espécies pioneiras resistentes a baixo pH e presença de  $Al^{+3}$  (tóxico) se faz necessária para que a vegetação possa se estabelecer neste solo. A baixa disponibilidade de nutrientes nessas áreas também é comum. Altas doses de biossólido proporcionaram condições propícias ao rápido estabelecimento da vegetação, aumento na disponibilidade de nutrientes, reduzindo o tempo necessário para a recuperação.

Na figura 22 abaixo se pode observar o desenvolvimento da cultura do milho em fases distintas e a visível diferença entre a testemunha, a adubação mineral com as aplicações de altas doses de biossólido. Levando em consideração a produção de matéria seca como um indicativo de recuperação de áreas degradadas, a aplicação de biossólido no solo provocou um aumento em mais de 11 e 3 vezes comparando a adição de biossólido e adubação mineral, respectivamente com a testemunha.

O mesmo foi observado por Lima et al (2002) em estudos de recuperação de área degradada onde verificaram o aumento da produção de biomassa após a aplicação de biossólido refletindo melhorias das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. A testemunha não apresentou desenvolvimento da vegetação. Também observaram que a maior disponibilidade de nutrientes, provenientes do biossólido, levou ao melhor desenvolvimento das plantas, com maior produção de matéria seca. Por isso, a biomassa seca se apresenta como indicação do processo de recuperação.

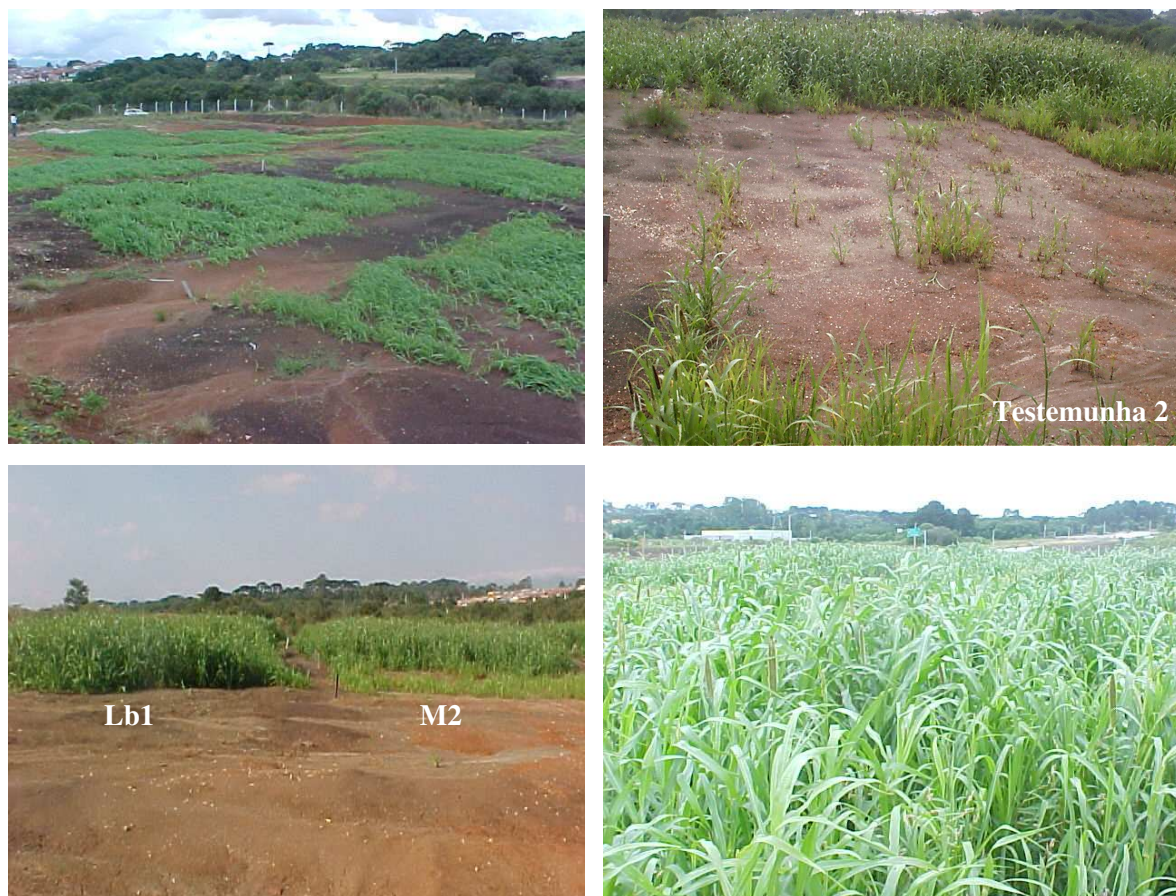


FIGURA 22: DESENVOLVIMENTO INICIAL DO MILHETO, AO LADO, DETALHE DA TESTEMUNHA E DA ADUBAÇÃO MINERAL E INÍCIO DA EMISSÃO DA INFLORESCÊNCIA EM ÁREA DEGRADADA COM APLICAÇÃO DE ALTAS DOSES DE BIOSSÓLIDO.

Também foi possível observar visualmente melhorias na atração da fauna local (aves e insetos) pouco vistos no início da fase de recuperação e bastante presente no decorrer das atividades até os dias atuais, embora estes indicadores não tenham sido mensurados.

A aplicação de  $60 \text{ Mg.ha}^{-1}$  no solo no primeiro ano de cultivo de milho promoveu o máximo patamar da produção nessas condições, observando-se uma tendência a estabilização da produção ao se elevar as doses de biofertilizante e com ligeira redução quando se eleva a dose de biofertilizante, mas sem diferirem significativamente, conforme pode ser observado na figura 23 abaixo.

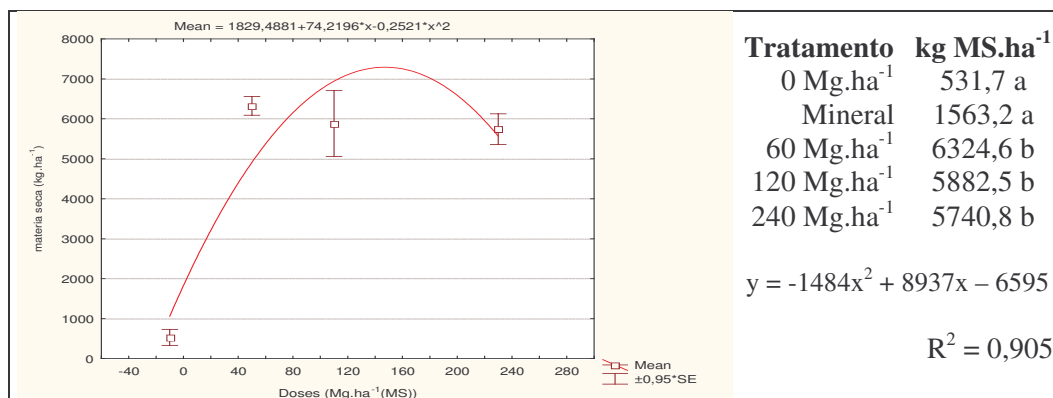


FIGURA 23: PRODUÇÃO DE MATÉRIA SECA DE MILHETO NO SOLO EM PROCESSO DE RECUPERAÇÃO APÓS APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO.

A área degradada em estudo mostrou que a adubação com biofósforo foi altamente superior a adubação mineral e à testemunha (M e T), no entanto abaixo da produção esperada por esta cultura que tem um potencial de produção entre 10 a 15 Mg.ha<sup>-1</sup> de matéria seca (figura 23). Do ponto de vista de produção de matéria seca, a dose de 60 Mg.ha<sup>-1</sup> é a que proporcionou os melhores resultados, suprimindo em muito a necessidade da cultura. A produção pode não ter alcançado a produção esperada provavelmente devido ao déficit hídrico que ocorreu no período de crescimento da vegetação já que não foram observados sintomas de deficiência nutricional ou acamamento. Por outro lado, ao avaliar a adição de nutrientes no solo e a quantidade de carbono e matéria orgânica adicionada, os melhores resultados são observados nas maiores dosagens de biofósforo (120 e 240 Mg.ha<sup>-1</sup>), favorecendo a recuperação da área e a atividade microbiana (Almeida, 2003) elevando os níveis de nutrientes no solo, o pH e a redução do Al tóxico. Nestas maiores doses de biofósforo ainda se observa que o decréscimo da produtividade não é acentuado mesmo com o uso de 4 vezes a dose onde se obteve a máxima produção. O uso das maiores doses indicaram pequeno risco de prejuízo a produção de matéria seca da planta cultivada e contribuíram com aumentos próximos 1100% em relação a produção obtida na testemunha.

O aumento de produtividade e da matéria seca de espécies vegetais cultivadas em solos foi constatado por Nascimento et al (2004) com milho e feijão cultivados sobre biofósforo, Siengenthal e Stauffer (1991) trabalhando com milho silagem

cultivado com biossólido e esterco de curral, Defelipo et al (1991) com sorgo cultivado com lodo de indústria siderúrgica, Oliveira Jr (1995) com milho cultivado com biossólido, Oliveira et al (1995) trabalhando com sorgo, Berton et al (1989) com milho e Cripps et al (1992) sobre a produtividade de grãos de milho e Martins et al (2003) trabalhando com milho, corroborando com os resultados obtidos neste estudo. No entanto nenhum desses autores utilizaram superdosagens. Favaretto (1996) observou maior produção de matéria seca de forrageiras cultivadas quando se utilizou adubação orgânica, atribuindo esse fato a maior disponibilidade de nutrientes encontrados no solo sob essas condições, com exceção do K.

Sobre o efeito imediato da aplicação de biossólido nas doses recomendadas para a cultura do milho, Lemainski (2003) observou aumento de produção com aplicação de  $30 \text{ Mg.ha}^{-1}$  de biossólido úmido. Da Ros et al (1993) observaram maior rendimento da matéria seca de milheto cultivado com até  $160 \text{ Mg.ha}^{-1}$  de biossólido (base úmida) atribuindo este fato à mineralização da fração orgânica do material e à maior concentração de nutrientes disponíveis originalmente no material. Silva et al (1998) observaram maior biomassa de colmos de cana-de-açúcar e maior produtividade de açúcar nas plantas cultivadas com biossólido.

Discordando dos dados obtidos, Anjos (1999) não observou diferenças na produtividade de grãos de milho cultivado em solos adubados com biossólido. Também não observou variações de N e P através da aplicação de adubo mineral. Entretanto o solo estudado por Anjos (1999) apresentava características químicas e físicas superiores antes da adição de superdosagens de biossólido em comparação ao solo em processo de recuperação deste estudo, o qual em princípio não favorecia o desenvolvimento da vegetação antes da aplicação do biossólido.

Assim como Wisniewski et al (1996) observaram menor produção de matéria seca nos tratamentos que receberam biossólido (doses de 40, 80 e  $120 \text{ Mg.ha}^{-1}$  base úmida) em relação a adubação mineral atribuindo esse fato a mais rápida disponibilidade de nutrientes neste tipo de adubo, favorecendo o estabelecimento inicial das forrageiras e um melhor desenvolvimento da parte aérea na recuperação de uma área degradada. Galdos et al (2004) também observaram maiores produções de

grãos de milho até 25% superiores às parcelas sem aplicação de biossólido (dose equivalente a adubação mineral e o dobro) e que receberam adubação mineral. Betiol et al (1983) observaram que a produção de matéria seca de arroz foi maior nos tratamentos com adubação mineral com a utilização de adubo organo-mineral (mineral mais 30 e 70% de lodo de esgoto), mas o mesmo trabalho mostrou que houve aumento da produção de matéria seca do milho com o adubo organo-mineral, porém sem diferir dos demais tratamentos.

### 5.3.1 Concentração de Macronutrientes na Parte Aérea do Milheto

Em relação aos macronutrientes avaliados sobre a composição química da parte aérea do milheto cultivado apenas nos tratamentos que receberam biossólido, o P, Mg tiveram aumento em suas concentrações. Já o Na, Ca e o K não apresentaram grandes variações. As concentrações de P, K e Mg tiveram diferenças significativas nas plantas cultivadas, como pode ser observado nas tabelas 22 e 23 abaixo. Os nutrientes adicionais Co e Ni ( $< 8$  e  $< 3 \text{ mg.kg}^{-1}$ , respectivamente) estiveram abaixo do limite de detecção da análise efetuada para a composição química da planta.

Ainda se observa que os teores apresentados de macronutrientes tiveram com grande variação entre os tratamentos que receberam ou não biossólido isto porque as produções obtidas de matéria seca entre os tratamentos variaram bastante assim como o desenvolvimento da vegetação ora favorecendo o efeito diluição em alguns casos e em outros, causando maior concentração destes nutrientes.



TABELA 22: MÉDIA CALCULADA DOS MACRONUTRIENTES ESSENCIAIS REFERENTES A ÁREA DEGRADADA APÓS APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO.

tratamento	P			K		
	Qde bio. aplicada kg.ha <sup>-1</sup>	Teor planta g.kg <sup>-1</sup>	Qde extraída kg.ha <sup>-1</sup>	Qde bio. aplicada kg.ha <sup>-1</sup>	Teor planta g.kg <sup>-1</sup>	Qde extraída kg.ha <sup>-1</sup>
0 Mg.kg <sup>-1</sup>	0	1,15 a	0,69 a	0	12,7 a	6,45 a
Mineral	48,4	1,05 a	1,71 a	78,8	13,2 ab	21,39 a
60 Mg.kg <sup>-1</sup>	618,7	1,85 ab	11,68 b	114,5	10,5 a	66,14 b
120 Mg.kg <sup>-1</sup>	1259,8	1,68 ab	10,11 b	229,1	11,7 a	70,56 b
240 Mg.kg <sup>-1</sup>	2519,5	2,10 b	12,29 b	458,1	16,5 b	94,95 b

Nota: \*<sup>1</sup> composição da matéria seca da parte aérea. Determinação por digestão multiácida/ICP. Valores seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente.

Do ponto de vista da quantidade extraída pela planta e acumulada na parte aérea do milho cultivado na área degradada, observa-se nas tabelas 22 e 23 diferença estatística em relação aos macronutrientes avaliados, com exceção do Na o qual não apresentou variação em relação à quantidade acumulada pela planta e portanto não avaliado estatisticamente.

TABELA 23: MÉDIA CALCULADA DOS MACRONUTRIENTES ESSENCIAIS E Na REFERENTES A ÁREA DEGRADADA APÓS APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO.

tratamento	Ca			Mg			Na		
	Qde bio. aplicada kg.ha <sup>-1</sup>	Teor planta g.kg <sup>-1</sup>	Qde extraída kg.ha <sup>-1</sup>	Qde bio. aplicada kg.ha <sup>-1</sup>	Teor planta g.kg <sup>-1</sup>	Qde extraída kg.ha <sup>-1</sup>	Qde bio. aplicada kg.ha <sup>-1</sup>	Teor planta g.kg <sup>-1</sup>	Qde extraída g.ha <sup>-1</sup>
0 Mg.kg <sup>-1</sup>		4,37	2,45 a		4,52 a	2,73 a	0	0,10	53,17
Mineral		3,90	5,80 a		2,95 a	4,38 a	0	0,10	156,32
60 Mg.kg <sup>-1</sup>	3378,3	3,75	23,78 b	2118,6	6,28 b	39,80 b	22,9	0,10	651,97
120 Mg.kg <sup>-1</sup>	6757,3	4,20	25,64 b	4237,6	7,70 b	45,10 b	45,8	0,13	783,32
240 Mg.kg <sup>-1</sup>	13513,9	4,05	23,55 b	8474,8	7,73 b	44,15 b	91,6	0,10	524,96

Nota: \*<sup>1</sup> composição da matéria seca da parte aérea. Determinação por digestão multiácida/ICP. Valores seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente.

A quantidade extraída pela vegetação e acumulada (figura 24) variou proporcionalmente com a produção de matéria seca obtida e dá a indicação de quanto foi reciclado a partir da aplicação de altas doses de biofertilizante. As maiores extrações

de P e K foram observadas nos tratamentos que receberam a maior dose de biossólido ( $L_c = 240 \text{ Mg.ha}^{-1}$ ) diferentemente do observado para Ca, Mg e Na os quais tiveram maiores extrações observadas nos tratamentos que receberam  $120 \text{ Mg.ha}^{-1}$  ( $L_b$ ), conforme pode ser observado na figura 24 e nas tabelas 22 e 23. Constata-se ainda que os elementos apresentaram diferentes exigências em relação a extração pelas plantas iniciando pelo  $K > Mg > Ca > P > Na$ , nesta ordem.

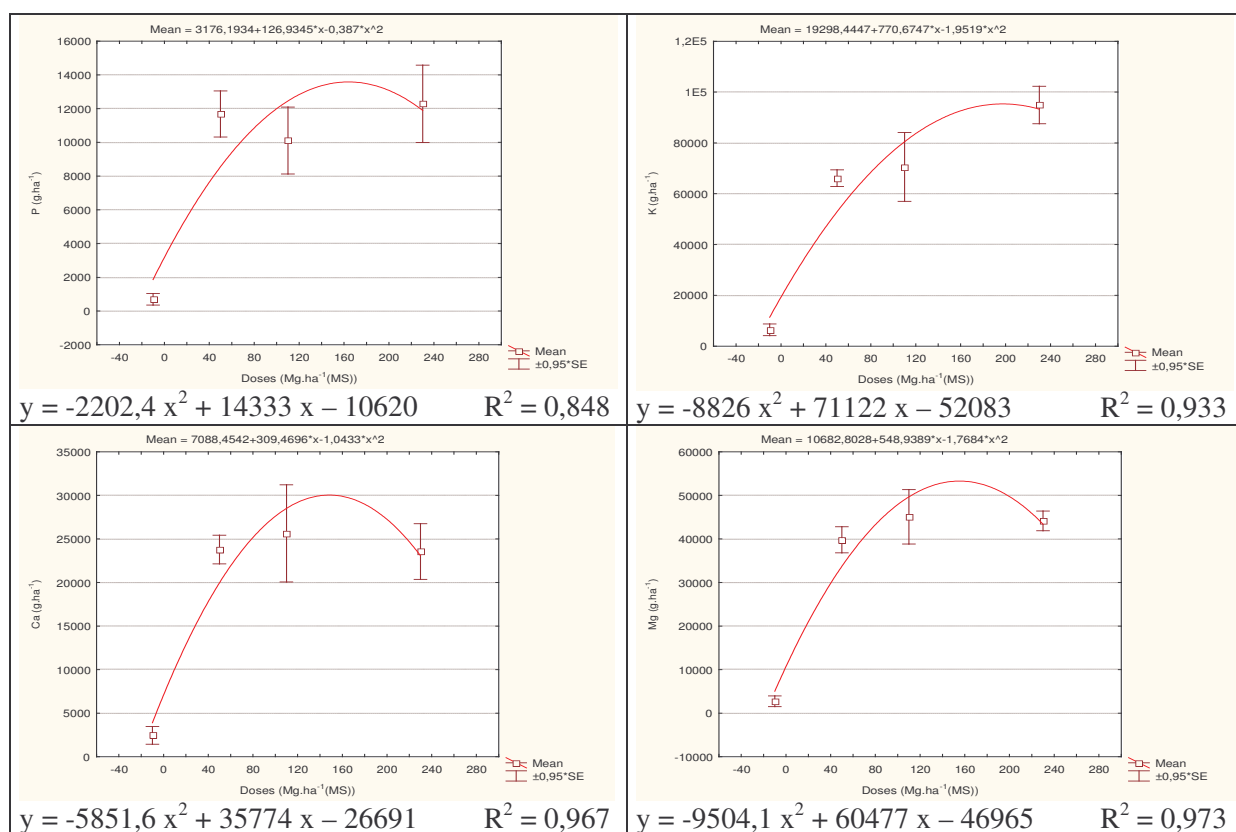


FIGURA 24: EXTRAÇÃO MÉDIA PELA PARTE AEREA DE N, P, K, Ca E Mg PELO MILHETO CULTIVADO COM ALTAS DOSES DE BIOSSÓLIDO NA RECUPERAÇÃO DE ÁREA DEGRADADA.

Em relação ao P (tabela 22 e figura 24), na extração deste elemento pelo milho, constataram-se diferenças entre os tratamentos que receberam biossólido ( $L_a$ ,  $L_b$  e  $L_c$ , 60, 120 e  $240 \text{ Mg.ha}^{-1}$ , respectivamente) em comparação com a adubação mineral e a testemunha. O milho ainda teve uma extração máxima de  $12,3 \text{ kg.ha}^{-1}$  de P, mesmo com a aplicação de aproximadamente  $2,5 \text{ Mg.ha}^{-1}$  de P através do biossólido, constatando que pouca quantidade deste elemento foi efetivamente reciclada pela cultura. Observa-se também que este elemento foi extraído em menores

quantidades que o K. Não se observaram influências na absorção do P em relação ao Zn e nem deste em relação ao K. Werner et al (1996) sugerem para as forrageiras, teores adequados de P variando de 0,8 a 3 g.kg<sup>-1</sup> e os teores obtidos para o milho se encontraram dentro desta faixa, assim como para Malavolta et al (1997).

Observando a figura 24 se nota que o P tem uma tendência a estabilizar sua extração pela parte aérea do milho a partir da menor dose de biofósforo (La = 60 Mg.ha<sup>-1</sup>) indicando que o teor de P disponível neste tratamento foi suficiente para suprir as necessidades nutricionais da cultura. As quantidades acumuladas na parte aérea do milho na testemunha e na adubação mineral foram menores. O teor de P no solo antes do início das atividades se apresentavam de forma limitante o que proporcionou deficiência deste elemento em associação com elevados teores de Al<sup>+3</sup> nas plantas cultivadas nas parcelas testemunhas. A adição de P e de N através do biofósforo proporcionou melhor nutrição do milho cultivado nestes tratamentos.

Os teores de P nas folhas de milho apresentaram diferenças significativas o que pode ser explicado pelas diferenças encontradas para as formas de P no solo (Galdos et al, 2004). Lemainski (2003) também observou teores adequados de P nas folhas de milho cultivado com biofósforo para doses iguais e acima de 30 Mg.ha<sup>-1</sup> (base úmida) e Hernández et al (1991) observou que o P assim como o Mg, foram os macronutrientes menos absorvidos pelas plantas de milho cultivadas sobre solo com aplicação de biofósforo e esterco de aves, representando cerca de 5% do total absorvido. Berton et al (1989) e Oliveira et al (1995) observaram maior absorção deste elemento onde o biofósforo foi aplicado e extraído em maiores quantidades em forrageiras cultivadas sobre adubação orgânica por Favaretto (1996) e pela cana-de-açúcar por Silva et al (1998).

Já o K (tabela 22 e figura 24) apresentou altas quantidades exportadas e, portanto, reciclado mais eficientemente pela cultura. Normalmente, o K é um dos elementos em maior concentração nas plantas e esse fato foi constatado no milho cultivado na área. Da mesma forma que o P, no K observou-se diferenças significativas nas extrações apenas entre os tratamentos em que se aplicou biofósforo e os tratamentos que não receberam esse material, entretanto, a quantidade reciclada



desse elemento foi bem maior, chegando a uma extração de  $95 \text{ kg.ha}^{-1}$  no tratamento que recebeu  $240 \text{ Mg.ha}^{-1}$  de biossólido. Dados semelhantes foram encontrados por Silva et al (1998) que observou aumento na exportação de K pela parte aérea de cana e por Hernández et al (1991) que observaram que o milho cultivado com biossólido e esterco de aves apresentaram o K como o macronutriente mais extraído pela cultura seguido pelo N e ambos somaram cerca de 80% da absorção de macronutrientes.

Werner et al (1996) sugerem para forrageiras, teores de K entre 12 e  $30 \text{ g.kg}^{-1}$ . O milheto cultivado apresentou teores dentro desta faixa, porém, para os tratamentos que receberam 60 e  $120 \text{ Mg.ha}^{-1}$  de biossólido, a concentração deste elemento ficou abaixo desses valores. Por outro lado, de acordo com os teores sugeridos para forrageiras por Malavolta et al (1997) os teores no tratamento que recebeu  $120 \text{ Mg.ha}^{-1}$  de biossólido estão adequados.

Lemainski (2003) notou que o teor foliar de K esteve abaixo do adequado e decrescentes nas doses de biossólido utilizada. No tratamento que não recebeu qualquer fertilizante, o teor foliar do K foi maior entre os demais tratamentos, atribuindo esse fato ao efeito diluição, ou seja, a absorção de K na matéria seca foi desproporcional à sua formação. Concluiu ainda que a aplicação do biossólido em suas diferentes doses não supriu quantitativamente o nutriente para as plantas assim como Da Ros et al (1993) para a cultura do milheto, que observaram que o tratamento que recebeu biossólido apresentou concentração menor do que o tratamento que recebeu adubação mineral, e Oliveira et al (1995) que não observaram diferenças na absorção de K pelo sorgo, em função das doses de biossólido aplicada ( $0$  a  $20 \text{ Mg.ha}^{-1}$ ) com complementação mineral, ainda constatando que a absorção deste elemento foi maior onde só se aplicou adubação mineral sem biossólido. Berton et al (1989) que observou baixa concentração de K no biossólido se refletiu na redução da quantidade absorvida deste elemento.

Observou-se também considerável extração de Ca (tabela 23 e figura 24) nos tratamentos que receberam biossólido em comparação com a testemunha e o tratamento que recebeu adubação mineral. A quantidade extraída pelo milheto, quando se aplicou biossólido, foi cerca de 10 vezes maior que na testemunha. Entretanto, ao se

comprar a quantidade extraída com a quantidade aplicada no solo, a reciclagem deste nutriente foi relativamente pequena. Em relação aos teores de Ca nas plantas de milho, os dados observados estão dentro da faixa adequada, de 2 a 8 g.kg<sup>-1</sup> (Werner et al, 1996) e do sugerido por Malavolta et al (1997) para forrageiras de verão.

Wisniewski et al (1996) não observaram diferenças entre os tratamentos em relação aos teores de Ca na folha das forrageiras, apesar da alta concentração do elemento no biofóssido aplicado na área degradada. As quantidades absorvidas foram praticamente as mesmas para todos os tratamentos que receberam ou não biofóssido. Por outro lado, Berton et al (1989) observaram elevação nos teores absorvidos nos tratamentos que receberam biofóssido, Silva et al (1998) observaram maior absorção de Ca pelas folhas de cana e Lemainski (2003) observou teores foliares adequados de Ca em todos os tratamentos, sendo que o tratamento com adubação mineral foi ligeiramente superior aos seus equivalentes em biofóssido e Favaretto (1996) observou maior extração deste elemento no tratamento com adubação orgânica devido provavelmente a maior produção de matéria seca.

O Mg (tabela 23 e figura 24) mostrou maiores quantidades absorvidas pelo milho em comparação com o Ca. Considerando que geralmente as plantas tendem a absorver maiores quantidades de Ca do que de Mg, o estudo mostra que ocorreu o contrário, provavelmente devido a alta disponibilidade deste elemento no solo e sua relação com o Ca (Ca : Mg) que chegou a 1,05 (tabela 21) no tratamento que recebeu a maior dose de biofóssido (240 Mg.ha<sup>-1</sup>). Esse fato pode ter prejudicado a maior absorção de Ca mas sem interferir na produção de matéria seca, fato este pelo Ca estar apresentar teores adequados. As quantidades absorvidas pelas plantas sobre os tratamentos que receberam biofóssido estiveram acima do sugerido como teores adequados (Werner et al, 1996; Malavolta et al, 1997).

Observando a figura 24 se nota que tanto o Ca quanto o Mg tem o mesmo comportamento do P, que segue uma tendência a estabilizar sua extração pela parte aérea do milho a partir da menor dose de biofóssido (La = 60 Mg.ha<sup>-1</sup>) indicando que os teores destes elementos no solo neste tratamento, foram suficientes para suprir as necessidades nutricionais da cultura.

Wisniewski et al (1996) observaram diferença estatística somente em relação aos teores de Mg dentre os demais macronutrientes estudados. Berton et al (1989) observaram maior absorção deste elemento no cultivo com biossólido e Lemainski (2003) observou os teores foliares foram adequados de Mg em todos os tratamentos, sendo que os tratamentos com adubação mineral foram ligeiramente superiores aos seus equivalentes em biossólido. Maiores absorções de Ca e Mg foram observadas no sorgo cultivado com biossólido por Oliveira et al (1995) assim como Silva et al (1998) e Favaretto (1999) que obtiveram maiores extrações destes elementos devido a maior produção de matéria seca e maior concentração destes no tecido da planta em função dos teores encontrados no solo.

As quantidades extraídas de Na (tabela 23) pelo milho foram bem inferiores em comparação aos demais macronutrientes. Ao se comparar as quantidades extraídas entre os tratamentos, os que receberam biossólido foram maiores que no tratamento que recebeu adubação mineral e na testemunha.

### 5.3.2 Concentração de Micronutrientes na Parte Aérea do Milho

Em relação a absorção e a extração de micronutrientes pelo milho cultivado na área em processo de recuperação entre os tratamentos com biossólido em relação aos demais, apenas o Cu e o Zn mostraram significância estatística em seus teores (tabela 24).

TABELA 24: MÉDIA CALCULADA DOS MICRONUTRIENTES REFERENTES A ÁREA DEGRADADA APÓS APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO.

Tratamento	Cu			Zn			Fe		
	Qde bio aplicada kg.ha <sup>-1</sup>	Teor planta mg.kg <sup>-1</sup>	Qde extraída g.ha <sup>-1</sup>	Qde bio aplicada kg.ha <sup>-1</sup>	Teor planta mg.kg <sup>-1</sup>	Qde extraída g.ha <sup>-1</sup>	Qde bio aplicada kg.ha <sup>-1</sup>	Teor planta mg.kg <sup>-1</sup>	Qde extraída g.ha <sup>-1</sup>
0 Mg.kg <sup>-1</sup>	0	8,44	4,24 a	0	29,25 ab	15,69 a	0	500	247,04
Mineral	0	7,67	11,40 b	0	21,25 a	32,82 a	0	450	569,35
60 Mg.kg <sup>-1</sup>	7,67	7,55	47,58 c	31,1	30,25 ab	191,43 b	1145,2	< 100	---
120 Mg.kg <sup>-1</sup>	15,35	7,27	44,29 c	62,2	29,25 ab	176,82 b	2290,6	150	808,44
240 Mg.kg <sup>-1</sup>	30,69	9,52	55,61 c	124,4	41,50 b	243,03 b	4581,0	100	646,36

Nota: \*<sup>1</sup> composição da matéria seca da parte aérea. Determinação por digestão multiácida/ICP. Valores seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente.

Os limites de Mo estiveram abaixo do limite de detecção, com exceção de uma repetição do tratamento que recebeu 240 Mg.ha<sup>-1</sup> de biossólido onde se observou teores de 3,5 g.kg<sup>-1</sup> e uma extração de 22,62 g.ha<sup>-1</sup>, respectivamente.

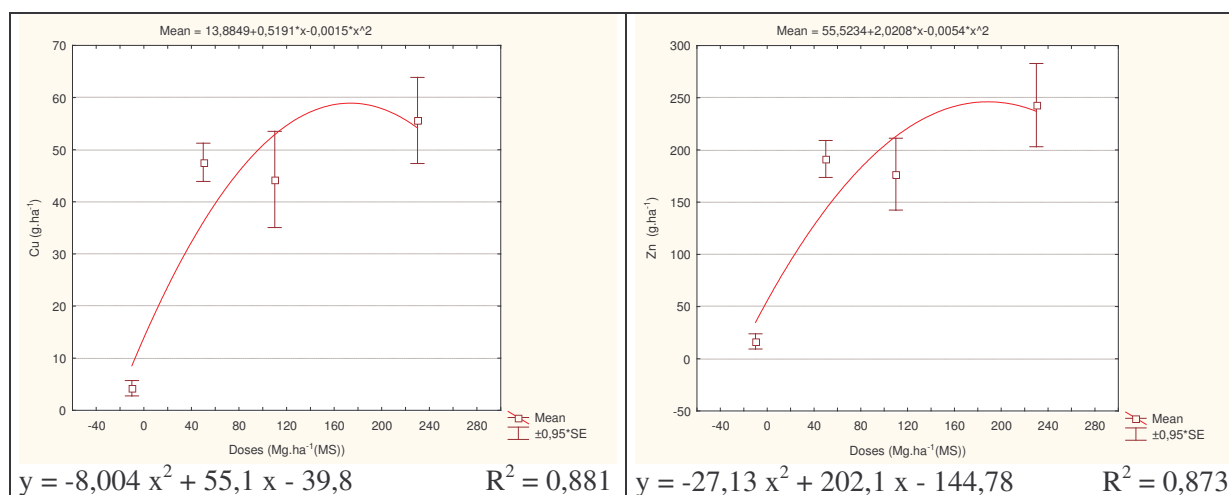


FIGURA 25: EXTRAÇÃO MÉDIA PELA PARTE AEREA DE Cu E Zn PELO MILHETO CULTIVADO SOBRE ALTAS DOSES DE BIOSSÓLIDO EMPREGADAS NA RECUPERAÇÃO DE ÁREA DEGRADADA DE ACORDO COM SUA PRODUÇÃO DE MATÉRIA SECA.

Com relação a ocorrência de Mn no milho, Anjos (1999) constatou que, tanto a testemunha como para os tratamentos que receberam biossólido, os maiores teores de Mn foram encontrados na folha ao final do ciclo da cultura. Assim, o Mn além de se acumular nas folhas, também tende a se acumular na bainha do milho. A autora também observou que as plantas que se desenvolveram no tratamento com biossólido,

independente do tipo de solo, apresentaram maiores teores médios e quantidades absorvidas de Cu nas plantas de milho desenvolvidas nos tratamentos testemunha. Defelipo et al (1991) também observaram aumento na absorção de Mn e Fe entretanto a absorção e acúmulo dos micronutrientes (Fe, Mn, Cu e Zn) apresentaram um ponto máximo e, conseqüentemente, decréscimo a partir das doses mais altas (máximo de  $112\text{g.vaso}^{-1}$ ), seja devido aos efeitos de complementação, precipitação intensificada por alterações antagônicas desses metais, ocasionando desbalanço nutricional da planta. Entretanto, não foram observados sintomas de toxicidade dos nutrientes estudados.

Wisniewski et al (1996) consideraram os teores de micronutrientes adequados com exceção do Zn no tratamento que recebeu adubação química, provavelmente devido a um efeito de diluição pela grande quantidade de biomassa produzida neste tratamento na recuperação de área de mineração de calcário. Os teores de Fe e Mn se mostraram mais altos na testemunha, o que pode estar refletindo um efeito de concentração pela menor produção de matéria seca deste tratamento. Nos tratamentos que receberam biossólido não houve aumento da absorção de Fe, Mn, Cu e Zn pelas plantas. Galdos et al (2004) não observou diferenças nos teores de Ni nas folhas; já os teores de Cu apresentaram diferença significativa entre as duas doses de biossólido apenas no primeiro ano.

Mesmo com a adição de altas quantidades de Zn nos tratamentos que receberam biossólido, a absorção pelo milheto não apresentou diferenças em relação a testemunha onde este elemento não foi aplicado (tabela 24). O Zn além de um micronutriente essencial aos vegetais é um metal pesado que pode poluir o ambiente, e os teores absorvidos pela cultura permaneceram na faixa considerada adequada para as forrageiras, que variam de 15 a  $70\text{mg.kg}^{-1}$  (Werner et al, 1996) e pelo sugerido por Malavolta et al (1997). Ao se observar os teores extraídos de Zn (figura 25), as quantidades nos tratamentos que receberam biossólido são bem maiores em comparação com os que não receberam, no entanto, a quantidade reciclada pela cultura do milheto em relação a quantidade adicionada deste elemento foi muito pequena.

Anjos (1999) observa que o Zn foi, dentre os metais estudados, o elemento mais absorvido nos tratamentos com biossólido. Defelipo et al (1991), Rappaport et al (1986) Silva et al (1998) e Galdos et al (2004) também constataram aumento significativo dos teores de Zn, refletindo o acúmulo desse elemento nas parcelas que receberam biossólido. Nascimento et al (2004) também observaram incremento na absorção deste elemento com o aumento das doses de biossólido, que no entanto se manteve em níveis inferiores aos considerados fitotóxicos. Já Berton et al (1989) obtiveram maiores níveis de Zn no milho cultivado com biossólido e estes se apresentaram-se em concentrações acima do nível crítico de toxicidade.

Observando a figura 25 se nota que o Cu e o Zn tem o mesmo comportamento e mostram uma tendência a estabilizar sua extração pela parte aérea do milheto a partir da menor dose de biossólido ( $La = 60 \text{ Mg.ha}^{-1}$ ) indicando que os teores disponíveis destes elementos nesse tratamento foram suficientes para suprir as necessidades nutricionais da cultura. Nessa dose, a extração foi superior a testemunha e à adubação mineral.

As concentrações de Cu na parte aérea do milheto (tabela 24) cultivado na área estiveram dentro dos limites considerados adequados para as forrageiras (Werner et al, 1996; Malavolta et al, 1997). Assim como o Zn, o Cu além de micronutriente é um metal pesado monitorado quando da aplicação de biossólido no solo, no entanto os teores observado no milheto não indicaram toxidez. Em relação a extração do Cu (tabela 24 e figura 25), os tratamentos que receberam biossólido não diferiram entre si, mas apresentaram teores maiores que dos tratamentos que não receberam biossólido. Em relação ao Cu ainda se observa que o tratamento que recebeu adubação mineral foi estatisticamente superior a testemunha, mesmo que pequena quantidade deste tenha sido exportada e não tenha sido aplicado via adubação. Considerando a quantidade aplicada de Cu pelo biossólido e a quantidade extraída pela parte aérea do milheto, pouco foi reciclado mesmo porque este elemento é essencial a vegetação em pequenas quantidades.

Defelipo et al (1991) também observaram aumento na absorção de Cu, semelhante ao observado por Silva et al (1998) com cana-de-açúcar referente a maior

absorção e exportação de Cu pelas plantas e Martins et al (2003) constataram que o Cu foi o elemento menos afetado pela adição de biossólido no solo em comparação com o Zn, Fe e Mn.

### 5.3.3 Concentração de Metais Pesados na Parte Aérea do Milheto

Observa-se na tabela 25 que os elementos Al, Ba e Sr apresentaram comportamento semelhante em relação a composição química do milheto, nos tratamentos estudados. Foi constatado um decréscimo significativo em suas concentrações onde o biossólido foi aplicado, em relação a testemunha e o tratamento que recebeu adubação mineral. Estes elementos não são nutrientes essenciais tampouco contribuem para o desenvolvimento da vegetação e a redução na composição química pode ter efeito benéfico, por reduzir dessa forma o risco de toxidez que estes elementos possam vir a causar na cultura.

TABELA 25: MÉDIA DA COMPOSIÇÃO QUÍMICA DO MATERIAL VEGETAL (MILHETO) CULTIVADO NA ÁREA DEGRADADA APÓS APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO.

Tratamento*1	Metais pesados						Outros elementos		
	Al	Ag	Cd	Cr	Pb	Hg	Ba	Sr	Ti
	g.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	µg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>
2T	2,13 c	< 3	< 3	< 3	< 8	< 50	143,0 b	26,0 b	< 0,1
2M	2,08 bc	< 3	< 3	< 3	< 8	< 50	86,7 ab	20,0 ab	< 0,1
2La	0,25 a	< 3	< 3	< 3	< 8	< 50	66,5 ab	15,0 ab	< 0,1
2Lb	0,68 abc	< 3	< 3	< 3	< 8	< 50	70,2 ab	15,5 ab	< 0,1
2Lc	0,40 ab	< 3	< 3	< 3	< 8	< 50	39,0 a	14,2 a	< 0,1

Nota: \*1 composição da matéria seca da parte aérea. Determinação de Hg por absorção atômica/geração de vapor a frio e demais elementos por digestão multiácida/ICP. Valores seguidos pela mesma letra não diferem estatisticamente.

Os teores de Ag, Cd, Pb, Hg, Ti, Co, V e Ni estiveram abaixo do limite de detecção na análise química efetuada. Já os teores de Cu e Zn mostraram-se estatisticamente diferentes em relação aos teores totais e extraído pela vegetação, que

foram discutidos anteriormente por se tratarem além de metais pesados, micronutrientes essenciais ao desenvolvimento das plantas.

A absorção de metais pesados por plantas cultivadas em solos tratados com biossólido dependerá da concentração do metal, do genótipo da planta, da taxa de aplicação, do período de interação entre os metais do biossólido e o solo, que é mediado pelas propriedades físico-químicas do solo, especialmente o pH (Sobrinho e Velloso, 1993).

Oliveira e Mattiazzo (2001) também obtiveram resultados semelhantes em relação à concentração de metais pesados em plantas de cana-de-açúcar onde foi aplicado biossólido, pois não observaram Cd, Cr, Ni e Pb nas amostras de plantas, por esses elementos se encontrarem abaixo do limite de detecção do método analítico empregado e os limites de Cu e Zn se apresentaram dentro dos limites normais encontrados na literatura. Porém no caldo, apesar de detectarem Cd, Cr e Ni, os teores estiveram abaixo de  $0,02 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Nascimento et al (2004) constatou que os teores de metais pesados nas plantas de milho e feijão, em solos tratados com até  $60 \text{ Mg.ha}^{-1}$  de biossólido não caleado, encontraram-se abaixo dos limites tóxicos, motivo pelo qual não se observou sintoma de toxidez. Hernández et al (1991) também não observaram variações entre os tratamentos que receberam biossólido e esterco de aves em relação a testemunha referente a absorção de Ni, Cr, Cd e Pb nas plantas de milho. Sikora e Wolt (1986) observaram decréscimo no teor de Cd e Zn da matéria seca de milho cultivado em solos tratados com biossólido enriquecido com Zn e Cd.

Discordando do que foi dito anteriormente, Anjos (1999) constatou diferenças significativas da quantidade absorvida de Cr encontrados no sabugo das plantas de milho cultivadas em solos que receberam biossólido, porém não observando diferenças no aumento da fitodisponibilidade deste elemento e Silva et al (1998) observaram acréscimo na absorção de Ni pela cana-de-açúcar, já os elementos Cr, Pb e Cd apresentaram pequenos acréscimos.



## 6 CONCLUSÕES

Os níveis de metais pesados não apresentam prejuízos ou acúmulo desses elementos ao solo a partir da adição de elevadas doses de biossólido, no entanto, há a necessidade de monitoramento da área e do material antes de sua aplicação, já que a concentração de metais pesados pode variar conforme tipo de esgoto tratado. Os teores de Zn foram os únicos que apresentaram aumento estatisticamente significativos, mas se mantiveram abaixo dos limites propostos pela IN-IAP e representaram cerca de 21,7% do limite máximo sugerido no biossólido. Os demais metais pesados monitorados no biossólido se mantiveram abaixo de 15% do sugerido.

A utilização de biossólido nas condições deste estudo atuou como corretivo do solo elevando o pH e saturação de bases, assim como uma notável fonte de P elevando os níveis de 4,39 para até 155,63 mg.dm<sup>-3</sup> com a utilização de biossólido, fonte de N, Ca, Mg e demais micronutrientes. Altos acréscimos de P indicam que o biossólido pode ser utilizado para a correção dos níveis desse elemento no solo. Atingiram-se teores de C no solo próximo aos encontrados nos solos agrícolas da região, indicando ser possível uma recuperação imediata do solo com a aplicação de elevadas doses de biossólido já que a contribuição com C orgânico passou de 1,2% para 2,5% com biossólido, valores esses dentro das médias dos solos cultivados da região.

Todavia o biossólido foi pouco eficiente na elevação dos teores de K dado a baixa concentração deste elemento no biossólido pela alta capacidade de fixação do solo entretando, todos os tratamentos tiveram níveis altos em relação a esse nutriente. Altos níveis de Ca e Mg foram observados no solo a partir da adição do biossólido, tanto nos teores totais quanto trocáveis, superando em muito a necessidade da cultura. Mesmo com acréscimo nos teores de Na<sup>+</sup>, a adição do biossólido contribuiu favoravelmente não prejudicando o desenvolvimento da vegetação.

As altas dosagens de biossólido no solo devem ser cautelosa, para que o valor de pH, não se eleve acima do índice apropriado ao desenvolvimento da vegetação e, por conseguinte não afete negativamente a disponibilidade de nutrientes e o desenvolvimento da vegetação e causar desequilíbrio nutricional. A saturação por

bases apresentou uma tendência a elevação e estabilização nos níveis próximos a 100%.

A produção de matéria seca do milho teve um aumento em mais de 10 vezes com a utilização do biofóssido em comparação com a testemunha, alcançando a máxima produção com a utilização da menor dose de biofóssido ( $60 \text{ Mg.ha}^{-1}$ ), passando de 531,7 para 6324,2  $\text{kg.ha}^{-1}$ . A produção de biomassa é um indicativo da recuperação de áreas degradadas, portanto a adição de biofóssido contribuiu para a recuperação das mesmas, por refletir melhorias nas características químicas, físicas e biológicas do solo.

A absorção da maioria dos macro (P, K, Ca e Mg) e micronutrientes (Cu e Zn) monitorados apresentaram elevação em seus teores a partir da adição de biofóssido, que se mantiveram em níveis adequados para culturas forrageiras. Em relação a absorção dos metais pesados, não se observou prejuízos ao desenvolvimento da cultura, apresentando teores menores nas plantas cultivadas sobre os tratamentos que receberam biofóssido, com exceção do Zn e do Cu, que contudo se mantiveram em níveis classificados como adequados.

A extração de nutrientes pela vegetação foi mais expressiva para o K chegando em 94,9  $\text{kg.ha}^{-1}$  com a maior dose de biofóssido ( $240 \text{ Mg.ha}^{-1}$ ) e em menores quantidades para P, Ca, Mg e Na.

## 7 CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

A aplicação de elevadas doses de biossólidos em um único momento dificulta a sua incorporação no solo.

O biossólido, mesmo quando não atinge os níveis exigidos pela Instrução Normativa (IAP) em relação a viabilidade e contagem de ovos de helmintos, tem seus valores reduzidos após, aproximadamente um ano, da incorporação do material ao solo passando de uma quantidade no biossólido de 1,67 ovos viáveis de helmintos para 0,15 ovos, contudo não sendo mais viáveis neste período.

Altas doses de biossólidos podem ser aplicadas na recuperação de áreas degradadas desde que respeitados os devidos critérios para disposição nos solos e se realize tanto a caracterização do material quanto ao monitoramento da área que o receberá, respeitando principalmente os limites de metais pesados no solo.

Em relação ao N, deve-se monitorar a área verificando a granulometria do solo dentre outras características além da altura do lençol freático a fim de evitar a contaminação pelo nitrato presente no biossólido. Assim, estudos mais específicos em relação a lixiviação de N em áreas em processo de recuperação são imprescindíveis por este composto ser muito móvel no perfil do solo e poder elevar seus níveis nas águas subterrâneas.

Mesmo não observando aumento significativo nos teores totais no solo de metais pesados com exceção do Zn, nenhum dos elementos alcançou o nível de alerta sugerido pela CETESB (2001). Entretanto Pegorini (2002) levanta que o método analítico utilizado em seus trabalhos (digestão com ácidos  $\text{HNO}_3 + \text{HCl} + \text{HClO}_4$ ) resulta em níveis de metais maiores que o método por água régia e  $\text{HNO}_3$ . A elevação dos teores no solo pode ser devido ao material de origem e o biossólido pode não causar influências no aumento destes elementos (Henneberg, 2000). Diante deste fato, o método utilizado para análise química neste trabalho pode ter determinado maiores concentrações de metais do que se utilizado a digestão por água régia e  $\text{HNO}_3$ . Estudos relacionando as metodologias de análise de metais pesados devem ser realizadas a fim

de que se haja calibração das metodologias utilizadas nos diversos laboratórios para a perfeita classificação dos teores desses metais no solo e no biossólido.

Mais estudos em relação ao Ba devem ser realizados já que a aplicação de biossólido pode aumentar seus teores no solo e gerar poluição. O B apresentou uma tendência em reduzir seus teores no solo com aplicação de altas doses de biossólido. Devido aos dados não serem conclusivos, sugere-se estudos relacionando o B total e disponível no solo para melhor compreender-se o comportamento deste elemento a partir de adubações orgânicas em áreas degradadas.

## 8 REFERÊNCIAS

ABRAHÃO, Walter A., Pereira & MELLO, Jaime W., Vargas – Fundamentos de pedologia e geologia de interesse no processo de recuperação de uma área degradada - *in* **Anais do III Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas** - Editado por Luiz Eduardo DIAS, Jaime Wilson Vargas de MELLO. Universidade Federal de Viçosa (UFV), Departamento de Solos; Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, Viçosa, MG, 1998. 251 p:il

ALMEIDA, Wellington Carlos de – **Análise da respiração microbiana e das populações de *Acari* e *Collembola* na recuperação de áreas degradadas com a utilização do lodo de esgoto** - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2003, 122p. il - dissertação de Mestrado.

AMERICAN SOCIETY of AGRONOMY, inc.; Soil Science Society of America, inc. – **Methods of soils analysis** part two, Chemical and microbiological properties – A. L. Page, editor; R. H. Miller, associate editor; D. R. Keeney, ass. Editor; number 9 (part 2) in the series agronomy. Madison Wisconsin USA 1982, 1159p. 2º edition. 229-230p.

AMORIM, J. C. Cunha; SILVA, F. Carvalho; CHAGAS, J. Magalhães; ALVIN, D. R. Freitas – **Lodo digerido como fonte de matéria orgânica e fertilização dos solos** – (ES) Engenharia Sanitária, Rio de Janeiro, v. 20 – nº 1: 93-96, jan/mar – 1981, Caderno técnico

ANDREOLI, Cleverson Vitório – **Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura e sua influência em características ambientais no agroecossistema** - Curitiba, 1999. Tese (Doutorado em Meio Ambiente e Desenvolvimento - NIMAD) – Universidade Federal do Paraná. 279p.

ANDREOLI, Cleverson Vitório, et al – **Proposta preliminar de regulamentação para a reciclagem agrícola do lodo de esgoto no Paraná** – Revista SANARE, v. 7, nº 7, jan/jun 1997

ANDREOLI, Cleverson V., PEGORINI, Eduardo S., FERNANDES, Fernando – Disposição do lodo no solo, capítulo 8 – – *in* ANDREOLI, C. V.– **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**/ Cleverson V. Andreoli, Marcos von Sperling, Fernando Fernandes – Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG: Companhia de Saneamento do Paraná, 2001. 484p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; 6) 319-398p.

ANJOS, Ana Rosa – **Lixiviação de espécies químicas em latossolos sucessivamente tratados com biossólido e disponibilidade de metais pesados para as plantas de milho** – Piracicaba, 1999. 191p. Tese (Doutorado em Agronomia) ESALQ.

ARAÚJO, Anacreonte Ávila de - **Melhoramento de pastagens** - agrostologia rio-grandense – 5ª ed. Porto Alegre, Sulina/1978. 208p. il. 23cm (col. Técnica Rural)

BAGGIO, A. J. – Alternativas agroflorestais para a recuperação de solos degradados na região Sul do país - *in* **Anais do I Simpósio Nacional sobre Recuperação de Áreas Degradadas** – Maurício BALENSIEFER (coordenador). Universidade Federal do Paraná (UFPR), Departamento de Silvicultura e Manejo e Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná (FUPEF), 25 a 29 de outubro de 1992, 126-131p. 520p.il editora da UFPR.

BARBOSA, G., M., C. – **Avaliação dos efeitos do lodo de esgoto nas propriedades físicas e químicas de um latossolo roxo eutrófico após dois anos de uso contínuo** – Universidade Estadual de Londrina, Centro de ciências agrárias, Londrina, 2000. 56p. dissertação de mestrado.

BARRIQUELO, Marcilene Ferrari, JULIATTI, Marines Aparecida, SILVA, Margarete Soares da *et al.* - **Lead behavior in soil treated with contaminated sewage sludge and cultivated with maize** – Braz. Arch. Boil. Technol., dez. 2003, vol. 46, p. 499-505.

BAYER, Cimélio, MIELNICZUK, João – **Dinâmica e função da matéria orgânica, capítulo 2** – *in* Fundamentos da Matéria Orgânica do Solo: Ecosistemas tropicais e subtropicais – SANTOS, Gabriel Araújo; CAMARGO, Flávio A. de O.; editores: Porto Alegre: Gênese, 1999, 508p.:il

BETTIOL, W.; CARVALHO, P. C. T.; FRANCO, B. J. D. C. – **Utilização de lodo de esgoto como fertilizante** – separata da revista “O Solo”, ano LXXV – Piracicaba, 1983, nº 1, pág. 44-54.

BERTON, R., S.; CAMARGO, O., A.; VALADARES, J., M., A., S. – **Absorção de nutrientes pelo milho em resposta à adição de lodo de esgoto a cinco solos paulistas** – revista brasileira de ciência do solo. 13:187-192, 1989.

BITAR, Omar Y. – **Avaliação da recuperação de áreas degradadas por mineração na região metropolitana de São Paulo** – São Paulo: 1997. 185p. Tese de Doutorado. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo - Departamento de Engenharia de Minas.

BORGES, M. C.; COUTINHO, E. L. M. - **Metais Pesados do Solo após aplicação de biossólido. I – fracionamento** – Revista brasileira de ciência do solo, 28: 543-555, 2004.

BORGES, M. C.; COUTINHO, E. L. M. - **Metais Pesados do Solo após aplicação de biossólido. II – disponibilidade** – Revista brasileira de ciência do solo, 28: 557-568, 2004.

CARVALHO, P. H. T.; BARRAL, M. F. – **Aplicação de lodo de esgoto como fertilizante** – Fertilizantes. São Paulo, v.3, nº 2 (1981)

CARVALHO, Paulo de Campos Torres de, CARVALHO, Fernando J. de Campos – Legislação sobre bio sólidos - *in* **Bio sólidos na Agricultura** – Editores Milton Tomoyuki TSUTIYA, João Baptista COMPARINI, Pedro Alem SOBRINHO, Ivanildo HESPAHOL, Paulo de Campos Torres de CARVALHO, Adolpho José de MELO, e Marcos Omir MARQUES – 1ª edição São Paulo: SABESP, 2001. x – 468p.

CASTRO, Luis Antonio de Ramos – **Efeito do lodo de esgoto como recuperador de áreas degradadas com finalidade agrícola** – Curitiba, 2000. Monografia (graduação) – Universidade Federal do Paraná.

CASTRO, L A R; ANDREOLI, C V; PEGORINI, E S; TAMANINI, C R; FERREIRA, A C. – **Efeito do Lodo de Esgoto como Recuperador de Áreas Degradadas com Finalidade Agrícola** – in Anais do V Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas: Água e Diversidade – A C Davide, S A Botelho e S C S Rosado (coordenadores). SOBRADE, 18 a 22 de novembro de 2002, Belo Horizonte, MG. 536p. 234-236p.

CETESB – **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo** – Dorothy C. P. Casarini et al – São Paulo: CETESB, 2001. 736p. + ap.:il; 30 cm. (série relatórios ambientais).

CLIMA E TEMPO – Previsão do tempo e dados climáticos em tempo real - Disponível no endereço eletrônico <http://www.climatempo.com.br> e acessado no período de setembro de 2002 a maio de 2004

COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO, RS/SC – **Recomendação de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina** – 2ª ed. Passo Fundo: SBSC/EMBRAPA, 1989. 128p.

CORSI, Moacyr, NASCIMENTO JUNIOR, Domício – Princípios de fisiologia e morfologia de plantas forrageiras aplicados no manejo das pastagens – *in* PEIXOTO, Aristeu Mendes, **Pastagens: fundamentos da exploração racional**, editado por PEIXOTO, Aristeu Mendes, MOURA, José Carlos de, FARIA, Vidal Pedrosa de – 2ª ed., Piracicaba, SP, FEALQ, 1994, 908p.:il. (Série atualização em zootecnia, 10)

CRIPPS, R., W.; WINFREE, S., K.; REAGAN, J., L. – **Effects of sewage sludge application method on corn production** – Community soil science plant anal., 23 (15 & 16), 1705-1715 (1992.)



CUQUEL, F. L. – **Recuperação de áreas degradadas através de arborização** - Piracicaba, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” USP, 1990, 33p. Dissertação de Mestrado

DANTAS, R. O. – **Otimismo em gotas, coletânea de pensamentos, provérbios, adágios, salmos, epístolas, trovas, poesias, mensagens e reflexões** – 29ª edição, Editora de Otimismo, São Paulo, SP, 1977.

Da ROS, C. O.; AITA, C.; CERETA, C. A.; FRIES, M. R. – **Lodo de esgoto: efeito imediato no milho e residual na associação aveia-ervilhaca** – revista brasileira de ciência do solo, Campinas, 17: 257-261, 1993.

DEDECEK, R. A. – A dinâmica dos solos em áreas degradadas – *in* **Anais do I Simpósio Nacional sobre Recuperação de Áreas Degradadas** – Maurício BALENSIEFER (coordenador). Universidade Federal do Paraná (UFPR), Departamento de Silvicultura e Manejo e Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná (FUPEF), 25 a 29 de outubro de 1992, 520p.il editora da UFPR.

DEFELIPO, B., V.; NOGUEIRA, A., V.; LOURES, E., G.; ALVAREZ V., V., H. – **Eficiência agrônômica do lodo de esgoto proveniente de uma indústria siderúrgica** – revista brasileira de ciência do solo, Campinas, 15:389-393 (1991).

DIAS, Luiz Eduardo – Caracterização de substratos para fins de recuperação de áreas degradadas - *in* **Anais do III Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas** - Editado por Luiz Eduardo DIAS, Jaime Wilson Vargas de MELLO. Universidade Federal de Viçosa (UFV), Departamento de Solos; Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, Viçosa, MG, 1998. 44-57p. 251 p:il

DIAS, L. E. & GRIFFITH, J. J. – Conceituação e caracterização de áreas degradadas – *in* **Anais do III Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas** - Editado por Luiz Eduardo DIAS, Jaime Wilson Vargas de MELLO. Universidade Federal de Viçosa (UFV), Departamento de Solos; Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, Viçosa, MG, 1998. 1-8p. 251 p:il

DIBB, David W. – **The mysteries (myths) of nutrient use efficiency** – *in* Better Crops, with plant food, vol 84, nº 3, 2000 by Potash and Phosphate institute (PPI) page 3 – 5.

EMATER – Paraná – **Análise de solo, tabela para transformação de resultados analíticos e interpretação de resultados** - por José Oleynik, Nestor Bragagnolo, Udo Bublitz, José Carlos Caldasso da silva. 4ª Edição. Curitiba, 1997. 66p. (informação técnica 31).

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solos**. 2ª ed. Rio de Janeiro, 1997. 212 p. (EMBRAPA-CNPS. Documentos, 01).



EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa em Solos (Rio de Janeiro, RJ) – **Sistema brasileiro de classificação dos solos** – Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 1999, 412p.

EMBRAPA – **Levantamento de reconhecimento dos solos do estado do Paraná** – Londrina: EMPRAPA/IAPAR, v1 v2, 1984.

EPSTEIN, Emanuel – **Mineral nutrition of plants: principles and perspectives** – Department of soils and plant nutrition. University of California, Davis. Ed. John Wiley and sons, inc. USA. 1972.

ERP, P. J.; LUNE, P. van – **Long term heavy metal leaching from soils. Sewage sludge and soil. Sewage sludge mixtures** – Treatment and use of sewage sludge and liquid agricultural wastes, edited by P. L'Hermite (Commission of European communities, Brussels, Belgium). Elsevier applied science. Pages 122-127 (1991).

ESTADOS UNIDOS. Environmental Protection Agency - **Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge under** – United States Environmental protection agency /USEPA, Washington, DC, 1992. EPA 40 CFR part 503.

ESTADOS UNIDOS. Environmental Protection Agency. **Land application of biossolids: process design manual**. Cincinnatti, 1997.

FAO - **Poverty Alleviation and Food Security in Asia: Land Resources** - (Food and agriculture organization of the United Nations). This preliminary report was prepared by FAO-AGL in reference to FAO Regional Office for Asia and the Pacific, July 1999. RAP Publication 1999/2. Disponível no endereço eletrônico acessado no dia 15 de março de 2004: [http://www.fao.org/ag/agl/swlwpnr/reports/v\\_a/a.htm#hla](http://www.fao.org/ag/agl/swlwpnr/reports/v_a/a.htm#hla)

FAVARETTO, Nerilde – **Efeito de adubações e espécies forrageiras na composição química da planta e palhada e na fertilidade do solo em área degradada pela mineração do xisto** – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1996 Dissertação (Mestrado). 105p.

FAVARETTO, Nerilde; MORAES, Aníbal de; MOTTA, Antônio Carlos Vargas *et al* - **Efeito da revegetação e da adubação de área degradada na fertilidade do solo e nas características da palhada** – Pesquisa Agropecuária Brasileira, fevereiro de 2000, volume 35, nº 2, p:289-297.

FERNANDES, Fernando, LARA, Aderlene I., ANDREOLI, Cleverson V., PEGORINI, Eduardo S. (org.) (1999) – **Normatização para a reciclagem agrícola do lodo de esgoto** – *In*: Reciclagem de biossólidos: transformando problemas em soluções, Andreoli, Cleverson V., Lara, Aderlene I., Fernandes, Fernando (coord), p 263-291.

FERNANDES, Fernando; LOPES, Deize Dias; ANDREOLI, Cleverson Vitório, SILVA, Sandra M. C. Pereira da – Avaliação de alternativas e gerenciamento do lodo na ETE - *in* ANDREOLI, C. V.– **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**/ Cleverson V. Andreoli, Marcos von Sperling, Fernando Fernandes – Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG: Companhia de Saneamento do Paraná, 2001. 299-318p. 484p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; 6)

FRESQUEZ, P. R. E., LINDEMAN, W. C. - **Soil and rhizosphere microorganisms in amended coal mine spoils**. Soil Sci. Soc. Am. J. Madison, v. 46, p. 571-755, 1982.

GALDOS, M. V.; de MARIA I. C.; CAMARGO, O. A. – **Atributos químicos e produção de milho em um latossolo vermelho eutrófico tratado com lodo de esgoto** – Revista brasileira de ciência do solo, 28:569-577, 2004.

GIUSQUIANI, P., L.; GIGLIOTTI, G.; BUSINELLI, D. – **Mobility of heavy metals in urban waste-amended soils** – Published in Environmental Quality. 21: 330-335 (1992).

GOMIDE, José Alberto – Fisiologia do crescimento livre de plantas forrageiras – *in* PEIXOTO, Aristeu Mendes, **Pastagens: fundamentos da exploração racional**, editado por PEIXOTO, Aristeu Mendes, MOURA, José Carlos de, FARIA, Vidal Pedroso de – 2ª ed., Piracicaba, SP, FEALQ, 1994, 908p.:il. (Série atualização em zootecnia, 10)

GRIEBEL, G. E. et al. Use of composted sewage sludge in revegetation of surface-mined-areas. In: SOPPER, W. E. (Ed). **Utilization of municipal sewage effluent and sludge on forest and disturbed land**. University Park, PA: Pennsylvania State University, 1979.

GRIFFITH, J. J. - O estado da arte de recuperação de áreas mineradas no Brasil - *in* **Anais do I Simpósio nacional sobre recuperação de áreas degradadas** – Maurício BALENSIEFER (coordenador). Universidade Federal do Paraná (UFPR), Departamento de Silvicultura e Manejo e Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná (FUPEF), 25 a 29 de outubro de 1992, 77-82p. 520p.il editora da UFPR.

HENNERBERG, Luciane – **Efeito do lodo de esgoto urbano e industrial na distribuição de metais pesados em solos argilosos geoquimicamente diferentes** – Universidade Federal de Santa Catarina e Universidade Estadual de Ponta Grossa, Curso interinstitucional de pós-graduação em química. Ponta Grossa e Florianópolis, 2000. Dissertação de mestrado. 124p.

HERNANDEZ, Teresa; MORENO, Juan I.; COSTA, Francisco – **Influence of sewage sludge application on crop yields and heavy metal availability** – Soil science plant nutrition, nº 37 (2), 201-210 (1991).

HINESLY, T. D. et al. - **Transfer of sludgeborne cadmium through plants to chickens** - Agric. Food Chem., v. 33, page 173-180, 1985.

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ – **Cartas Climáticas do estado do Paraná** – Londrina: IAPAR, 1994, 45p.

INSTITUTO PARANAENSE DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL – **Gráficos** / Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social – Curitiba: Ed. da UFPR, 2001 50p.:il.; 21 cm (Normas para apresentação de documentos científicos; 10)

INSTITUTO PARANAENSE DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL – **Redação e Editoração** / Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social – Curitiba: Ed. da UFPR, 2000 96p.:il.; 21 cm (Normas para apresentação de documentos científicos; 8)

INSTITUTO PARANAENSE DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL – **Tabelas** / Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social – Curitiba: Ed. da UFPR, 2000 54p.:il.; 21 cm (Normas para apresentação de documentos científicos; 9)

JACKSON, M. L.; LIM, C. H.; ZELAZNY, L. W. – **Oxides, hydroxides and aluminosilicates** – In: KLUTE, A. (ed.). **Methods of soil analyses**. Parte 1: Physical and mineralogical methods. Madison, American society of Agronomy. p:101-150, 1986.

JONG, S. M. JETTEN, V. G. & SLUITER R. – European visions towards land degradation – *in* **Anais do V Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas: Água e Diversidade** (Palestras) – Antônio Carlos DAVIDE, Soraya Alvarenga BOTELHO e Sebastião Carlos da Silva ROSADO (coordenadores). Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas (SOBRADE), 18 a 22 de novembro de 2002, Belo Horizonte, MG. 146-457p. 173 p.il

JORGE, J. A.; CAMARGO, O. A.; VALADARES, J. M. A. S. – **Condições físicas de um latossolo vermelho escuro quatro anos após aplicação de lodo de esgoto e calcário** – Revista brasileira de ciência do solo, Campinas, 15: 237-240, 1991.

KABATA-PENDIAS, Alina; PENDIAS, Henryk – **Trace elements in soil and plants** – Boca Raton Ann Arbor London, CRC Press. 2<sup>nd</sup> ed. 365p. 1992.

KIEHL, E. J. - **Fertilizantes Orgânicos**. - Piracicaba : Agronômica Ceres (1985)

KNOWLES, O. H. – Planejamento gerencial aplicado na recuperação de áreas degradadas - *in* **Anais do I Simpósio Nacional sobre Recuperação de Áreas Degradadas** – Maurício Balensiefer (coordenador). Universidade Federal do Paraná (UFPR), Departamento de Silvicultura e Manejo e Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná (FUPEF), 25 a 29 de outubro de 1992, 520p.il editora da UFPR

LARA, A. I.; ANDREOLI, C. V.; PEGORINI, E. S. - **Avaliação dos impactos ambientais e monitoramento da disposição final do lodo** - In: ANDREOLI, C. V.; SPERLING, M. von.; FERNANDES, F. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA/ UFMG e Companhia de Saneamento do Paraná - SANEPAR, v. 6, p. 462-482, 2001.

LEMAINSKI, Jorge – **Biossólido como fertilizante na agricultura do Distrito Federal** – Universidade de Brasília, faculdade de agronomia e medicina veterinária, Brasília – DF, Julho de 2003. 115p. (dissertação de mestrado)

LINDSAY, W. L. – **Inorganic phase equilibrium of micronutrients in soils** – *in*: Micronutrients in agriculture. Mortvedt, J. J., Giordano, P. M. E Lindsay, W. L., ed. Soil Sci Soc. America, Inc. Madison, 66p., 1972

LIMA, Joanídia Santana; SANTO, Alessandra Agôlo do Espírito; GOMES, Sílvia Santos; AGUIAR, Ariomar de Castro; SALLES, Paulo André; CARVALHO, Gilson Correia – **Biossistemas na Avaliação do Efeito de Biossólido na Recuperação de Áreas Impactadas** – Anais do VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Vitória - ES, 2002.

LUCCHESI, L. A. C., **Influência de sucessões de culturas forrageiras e adubações sobre a recuperação de algumas características de um solo degradado pela mineração do xisto e sobre a sua mesofauna edáfica (*Acari* e *Collembola*)** – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, 1988. 252p. Dissertação de mestrado.

LUCCHESI, L. A. C., MORAES, A., SANTOS, H. R. e SOUSA, M. L. P. – Pastagens: um sistema de produção para a reabilitação de áreas degradadas - *in* **Anais do I Simpósio Nacional sobre Recuperação de Áreas Degradadas** – Maurício BALENSIEFER (coordenador). Universidade Federal do Paraná (UFPR), Departamento de Silvicultura e Manejo e Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná (FUPEF), 25 a 29 de outubro de 1992, 520p.il editora da UFPR.

LUDWICK, A. E. and JOHNSTON, A. M. – **Organic Nutrients** - *in* Better Crops, with plant food, vol 86, 2002, nº 2, by Potash and Phosphate institute (PPI) page 8 – 9.

MALAVOLTA, E.; HAAG, H., P.; MELLO, F., A., F.; BRASIL SOBRINHO, M., O., C. – **Nutrição mineral de algumas culturas tropicais** – ESALQ-UPS, Piracicaba-SP Livraria Pioneira Editora, ed. Da USP, 1967. 251p.:il.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G., C.; OLIVEIRA, S., A. – **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações** – 2ª edição, revisada e atualizada, Piracicaba: POTAFOS, 1997. 319p.:il.

MARQUES, Marcos Omir, MELO, Wanderley J. de, MARQUES, Tadeu Alcides – Metais pesados e o uso de bio sólidos na agricultura - *in* **Bio sólidos na Agricultura** – Editores Milton Tomoyuki TSUTIYA, João Baptista COMPARINI, Pedro Alem SOBRINHO, Ivanildo HESPAHOL, Paulo de Campos Torres de CARVALHO, Adolpho José de MELO, e Marcos Omir MARQUES – 1ª edição São Paulo: SABESP, 2001. x – 468p.

MARTINS, A. L. C.; BATAGLIA, O. C.; CAMARGO, O. A.; CANTARELLA, H. - **Produção de grãos e absorção de Cu, Fe, Mn e Zn pelo milho em solo adubado com lodo de esgoto, com e sem calcário** – Revista Brasileira de Ciência do Solo, maio/junho 2003, vol 27, nº3: 563-574p.

MATTOS, Waldssimiler Teixeira de – **Avaliação de pastagem de capim braquiaria em degradação e sua recuperação com suprimento de nitrogênio e enxofre** – Piracicaba: 2001. 97p.:il Tese de doutorado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz/USP.

MCBRIDE, M., B. E BLASIAK, J., J. - **Zinc and Koper solubility as a function of pH in an acid soil** – *in*: Soil Sci. Soc. American Journal, v. 43, p. 866-870, 1979.

MCGRATH, S. P.; ZHAO, F. J.; DUNHAM, S. J.; CROSLAND, A. R.; COLEMAN, K. – **Long-term changes in the extractability and bioavailability of zinc and cadmium after sludge application** – Plublishe in J. Environ. Quality. 29:875-883 (2000).

MELFI, Adolpho José, MONTES, Célia Regina – Impacto dos bio sólidos sobre o solo - *in* **Bio sólidos na Agricultura** – Editores Milton Tomoyuki TSUTIYA, João Baptista COMPARINI, Pedro Alem SOBRINHO, Ivanildo HESPAHOL, Paulo de Campos Torres de CARVALHO, Adolpho José de MELO, e Marcos Omir MARQUES – 1ª edição São Paulo: SABESP, 2001. x – 468p.

MELO, Vander de Freitas – **Potássio e magnésio em minerais de solos e relação entre propriedades da caulinita com formas não-trocáveis destes nutrientes** – Vander de Freitas Melo. Viçosa: UFV, 1998, 205p.:il. Tese de doutorado.

MELO, Wanderley José de, MARQUES, Marcos Omir, MELO, Valéria Peruca – O uso agrícola do bio sólido e as propriedades do solo - *in* **Bio sólidos na Agricultura** –



Editores Milton Tomoyuki TSUTIYA, João Baptista COMPARINI, Pedro Alem SOBRINHO, Ivanildo HESPANHOL, Paulo de Campos Torres de CARVALHO, Adolpho José de MELO, e Marcos Omir MARQUES – 1ª edição São Paulo: SABESP, 2001. x – 468p.

MELO, W., J.; MARQUES, M., O.; SANTIAGO, G.; CHELLI, R., A.; LEITE, S., A. – **Efeito de doses crescentes de lodo de esgoto sobre frações da matéria orgânica e CTC de um latossolo cultivado com cana-de-açúcar** – Revista brasileira de ciência do solo, Campinas, 18: 449-455, 1994.

MIKI, Marcelo Kenji, ANDRIGUETI, Edson José, SOBRINHO, Pedro Alem – Tratamento da fase sólido em estações de tratamento de esgotos - – *in* **Biossólidos na Agricultura** – Editores Milton Tomoyuki TSUTIYA, João Baptista COMPARINI, Pedro Alem SOBRINHO, Ivanildo HESPANHOL, Paulo de Campos Torres de CARVALHO, Adolpho José de MELO, e Marcos Omir MARQUES – 1ª edição São Paulo: SABESP, 2001. x – 468p.

MIYAZAWA, M. Estado da arte: Metais pesados no solo e na planta. *In: Projeto interdisciplinar para a definição de critérios sanitários, agrônômicos e ambientais para a implantação da reciclagem agrícola do lodo de esgoto.* Curitiba: SANEPAR (1998)

MIYAZAWA, M.; KAMAGAWA, M. Y.; MATTOS, M. S.; MORAES, S. R.; PARRA, M. S. - Lixiviação de metais pesados do lodo de esgoto no solo. **Sanare**, Curitiba, v 5, n 5, 1996. p. 63-67.

MULLINS, G., L.; SOMMERS, L., E. – **Characterization of cadmium and zinc in four soils treated with sewage sludge** – Journal Environmental Quality, vol 15, nº 4, 382-386p. 1986.

NASCIMENTO, C., W., A.; BARROS, D., A., S.; MELO, E., E., C.; OLIVEIRA, A., B. - **Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto** – Revista Brasileira de Ciência do solo, 28: 385-392, 2004.

OLIVEIRA, Fernando Carvalho e MATTIAZZO, Maria Emília – **Metais pesados em Latossolo tratado com lodo de esgoto e em plantas de cana-de-açúcar** – Sci. Agríc., jul/set 2001, vol 58, nº 3, p. 581-593. ISSN 0103-9016.

OLIVEIRA F., C.; MARQUES, M., °; BELLINGIERI, P., A.; PERECIN, D. – **Lodo de esgoto como fonte de macronutrientes para a cultura do sorgo granífero** – Sci. Agrícola, Piracicaba, 52 (2): 360-367, maio/agosto de 1995.

OLIVEIRA FILHO, J. M. de; CARVALHO, M.A. de; GUEDES, G.A. de. **Matéria orgânica do solo.** Inf. Agropec. Belo Horizonte, v.13, n.147, p.22-24, 1987.

OLIVEIRA JÚNIOR, M., E., de – **Uso do lodo de esgoto na cultura do milho** – Universidade de Brasília, faculdade de tecnologia, departamento de engenharia agrônômica. Projeto final do estágio supervisionado submetido ao departamento de engenharia agrônômica da Universidade de Brasília. Brasília, 14 de junho de 1995.

PAVAN, M. A.; BLOCH, M. de F.; ZEMPULSKI, H. da C.; MIYAZAWA, M.; ZOCALER, D. C. **Manual de análise química de solo e controle de qualidade**. Londrina: IAPAR, 1992. 40 p. (IAPAR. Circular,76).

PEGORINI, Eduardo Sabino – **Avaliação de impactos ambientais do programa de reciclagem agrícola de lodo de esgoto na região metropolitana de Curitiba** – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2002, 217p. il - dissertação de Mestrado.

PIERANGELI, M. A. P.; GUILHERME, L. R. G.; CURI, N.; ANDRESON, S.J.; LIMA, J. M. – **Adsorção e dessorção de cádmio, cobre e chumbo por amostras de latossolos pré-tratadas com fósforo** – Revista Brasileira de Ciência do Solo, 28:377-384, 2004.

PINTO, Marcelo Teixeira – Higienização de lodos, capítulo 6 - *in* ANDREOLI, C. V. – **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**/ Cleverson V. Andreoli, Marcos von Sperling, Fernando Fernandes – Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG: Companhia de Saneamento do Paraná, 2001. 484p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; 6) 261-298p.

POMBO, Leda Cabral Amaral – **Absorção de metais pesados pelo azevém (*Lolium multiflorum*) em dois solos do estado do Rio Grande do Sul** – Pesquisa agropecuária brasileira, Brasília, v. 30, nº 10, p. 1217-1224, out. 1995.

POTAFÓS – **Manual internacional de fertilidade do solo** – Instituto da potassa e fosfato, POTAFÓS, tradução e adaptação de Alfredo Scheid Lopes – 2ª edição revisada e ampliada, Piracicaba, SP: POTAFÓS, 1998, 177p.:il.

PROPOSTA DE LICENCIAMENTO AMBIENTAL DA GESTÃO AGRÍCOLA DO LODO (2000). Minuta de norma do IAP.

RAIJ, Bernardo van – **Propriedades eletroquímicas de solos** – *in* Anais do Seminário Avançado de Química e Fertilidade do Solo, realizado na ESALQ/USP no período de 6 a 10 de outubro de 1986. Apresentação de trabalho.

RAIJ, Bernardo van; QUAGGIO, J. A. **Métodos de análise de solo para fins de fertilidade**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1993. 31 p. (IAC. Boletim Técnico, 81)

RAPPAPORT, B., D.; MARTENS, D., C.; SIMPSON, T., W.; RENEAU Jr, R., B. – **Prediction of available zinc in sewage sludge-amended soils** – Journal environmental quality, vol 15, nº 2, 133-136. 1986.

REICHMANN NETO, F. - Recuperação de áreas degradadas pela construção de barragens -*in* **Anais do I Simpósio Nacional sobre Recuperação de Áreas Degradadas** – Maurício BALENSIEFER (coordenador). Universidade Federal do Paraná (UFPR), Departamento de Silvicultura e Manejo e Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná (FUPEF), 25 a 29 de outubro de 1992, 132-136p. 520p.il editora da UFPR

REZENDE, J. L. P.; COELHO JUNIOR, L. M.; OLIVEIRA, A. D. – **Avaliação de leis e serviços ambientais** – *in* **Anais do V Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas: Água e Diversidade** (Palestras) – Antônio Carlos DAVIDE, Soraya Alvarenga BOTELHO e Sebastião Carlos da Silva ROSADO (coordenadores). Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas (SOBRADE), 18 a 22 de novembro de 2002, Belo Horizonte, MG. 19-29p. 174p.

SANCHEZ, Pedro A. – **Suelos de los trópicos** – San Jose, Costa Rica, IICA, 1981, 634p.

SANEPAR, Companhia de saneamento do Paraná – **Manual técnico para a utilização do lodo de esgoto no Paraná** - Curitiba: 1997

SANEPAR, Companhia de Saneamento do Paraná - **Reciclagem agrícola do lodo de esgoto: Estudo preliminar para definição de critérios para uso agrônômico e de parâmetros para normatização ambiental e sanitária** - ANDREOLI, Cleverson V.; FERNANDES, Fernando; DOMASZAK, Susan C. – Companhia de Saneamento do Paraná. 2ª edição revisada. Curitiba : Sanepar, 1999. 81p:il.

SANTOS, H. – **Normatização para uso agrícola dos bio sólidos no exterior e no Brasil** – *in*: Andreoli, C. V.; Fernandes, F.; Sperling, M. (eds). Lodo de esgoto: tratamento e disposição final. Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental UFMG/SANEPAR, 2001. 425-464p.

SANTOS, Henrique Pereira; FONTANELI, Renato Serena; BAIER, Augusto Carlos; TOMM, Gilberto Omar - **Principais Forrageiras para Integração Lavoura - Pecuária, sob Plantio Direto, nas Regiões Planalto e Missões do Rio Grande do Sul** - Passo Fundo: Embrapa-CNPT 2002  
<http://www.cnpt.embrapa.br/livros/forrageiras/index.htm>

SANTOS, R. J. R. & NÓBREGA, M. T. – Erosão urbana e recuperação, Superintendência do Controle da Erosão e Saneamento Ambiental (SUCEAM) - *in* **Anais do I Simpósio Nacional sobre Recuperação de Áreas Degradadas** – Maurício BALENSIEFER (coordenador). Universidade Federal do Paraná (UFPR),



Departamento de Silvicultura e Manejo e Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná (FUPEF), 25 a 29 de outubro de 1992, 520p. il editora da UFPR

SANTOS FILHO, A. - **Zinco total em alguns solos do estado do Paraná** - Revista do Setor de Ciências Agrárias da UFPR. V. 5: p.1-3, 1983.

SANTOS FILHO, A.; ROCHA, H. O. – **Cobre em solos do estado do Paraná** – Revista do Setor de Ciências Agrárias da UFPR. V. 4: p.23-26, 1982.

SEAKER, E. M.; SOPPER, W. E. – **Municipal sludge for minespoil reclamation: I effects on microbial populations and activity** – Published in J. Environ. Qual. n° 4; 17: 591-597 (1988).

SEAKER, E. M.; SOPPER, W. E. – **Municipal sludge for minespoil reclamation: II effects on organic matter** – Published in J. Environ. Qual. n° 4; 17: 598-602 (1988).

SEGAL, W.; MANCINELLI, R. L. - **Extent of regeneration of the microbial community in reclaimed spent oil shade land.** J. Environ. Qual., Madison, v. 16, p. 44-48, 1987.

SIEGENTHALER, A. F.; STAUFFER, W. – **Environmental effects of long term slurry and sewage sludge application: reasons and measures** – Treatment and use of sewage sludge and liquid agricultural wastes, edited by P. L'Hermite (Commission of European communities, Brussels, Belgium). Elsevier applied science. Pages 82-89 (1991).

SIKORA, F., J.; WOLT, J. – **Effect of Cadmium and zinc-treated sludge on yield and cadmium-zinc uptake of corn** – Journal Environmental quality, vol 15, n° 4, 341-345p. 1986.

SILVA, F. C. da; BOARETTO, A. E.; BERTON, R. S.; ZOTELLI, H. B.; PEXE, C. A.; MENDONÇA, E. – **Cana-de-açúcar cultivada em solo adubado com lodo de esgoto: nutrientes, metais pesados e produtividade** – Pesquisa agropecuária brasileira, v. 33, n° 1, p. 1-8, janeiro de 1998.

SILVA, Sandra Márcia Cesário P. da, FERNANDES, Fernando, SOCCOL, Vanete Thomaz, MORITA, Dione Mari – Principais contaminantes do lodo, capítulo 3 – *in* ANDREOLI, C. V. – **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**/ Cleverson V. Andreoli, Marcos von Sperling, Fernando Fernandes – Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG: Companhia de Saneamento do Paraná, 2001. 484p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; 6) 69-122p.

SIMEPAR – Instituto de Tecnologia SIMEPAR - Disponível no endereço eletrônico acessado no período de setembro de 2002 a maio de 2004: <http://www.simepar.br> e

informações cedidas pelo próprio Instituto mediante a solicitação por escrito em maio de 2004.

SOBRINHO, Pedro Alem – Tratamento de esgoto e geração de lodo – *in* **Biossólidos na Agricultura** – Editores Milton Tomoyuki TSUTIYA, João Baptista COMPARINI, Pedro Alem SOBRINHO, Ivanildo HESPANHOL, Paulo de Campos Torres de CARVALHO, Adolpho José de MELO, e Marcos Omir MARQUES – 1ª edição São Paulo: SABESP, 2001. x – 468p.

SOBRINHO, N. M. B. A. e VELLOSO, A. C. X. – **Poluição do solo por metais pesados** – *in*: palestras e exposições. Resumo do XXIV Congresso brasileiro de ciência do solo, Sociedade brasileira de ciência do solo, Volume I, Goiânia, 1993.

SOPPER, William E. – **Municipal sludge use land reclamation** – 1ª Ed. Pennsylvania: Ed. Lewis Publishers, 1993, 163p.:il

SOPPER, W. E.; KERR, S. N. - Mine land reclamation with municipal sludge - Pennsylvania's demonstration program. In: SOPPER, W. E. ; SEAKER, E. M. ; BASTIAN, R. K. (Eds.) **Land reclamation and biomass production with municipal wastewater and sludge**. University Park, PA : The Pennsylvania State University, 1982.

SOUTO, J. J. P. - Recuperação de áreas em processo de desertificação - *in* **Anais do I Simpósio Nacional sobre Recuperação de Áreas Degradadas** – Maurício BALENSIEFER (coordenador). Universidade Federal do Paraná (UFPR), Departamento de Silvicultura e Manejo e Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná (FUPEF), 25 a 29 de outubro de 1992, 520p.:il editora da UFPR. 93-96p.

SPERLING, Marcos von e ANDREOLI, Cleverson V. – Introdução, Capítulo 1 – *in* ANDREOLI, C. V.– **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**/ Cleverson V. Andreoli, Marcos von Sperling, Fernando Fernandes – Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG: Companhia de Saneamento do Paraná, 2001. 484p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; 6) 1-16p.

SPERLING, Marcon von e GONÇALVES, Ricardo Franci – Lodo de esgotos: características e produção, Capítulo 2 - *in* ANDREOLI, C. V.– **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**/ Cleverson V. Andreoli, Marcos von Sperling, Fernando Fernandes – Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG: Companhia de Saneamento do Paraná, 2001. 17-68p. 484p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; 6)

SPOSITO, Garrison – **The chemistry of soils** - University of California at Berkeley, New York, Oxford, Oxford University Press, 1989, 273 p.

STEINER, K. G. – **causes of degradation and development approach to sustainable soils management** – Magraf Verlag, Weikersheim, Germany. ISBN 3-8236-1259-X, 50p. 1996.

THOMAZ SOCCOL V.; CASTRO E A.; PAULINO R *in*: SANEPAR, **Manual de métodos para análises Parasitológicas em reciclagem de lodo**, Curitiba, 2000, p. 27-41.

TOMÉ Jr, J. B. - **Manual para interpretação de análise se solo** – J. B. Tomé júnior, 1ª ed. Guaíba: Agropecuária, 1997. 257p:il

TSUTIYA, Milton Tomoyuki – Alternativas de disposição final de bio sólidos - *in* **Bio sólidos na Agricultura** – Editores Milton Tomoyuki TSUTIYA, João Baptista COMPARINI, Pedro Alem SOBRINHO, Ivanildo HESPAHOL, Paulo de Campos Torres de CARVALHO, Adolpho José de MELO, e Marcos Omir MARQUES – 1ª edição São Paulo: SABESP, 2001. x – 468p.

TSUTIYA, Milton Tomoyuki – Caracterização de bio sólidos gerados em estação de tratamento de esgotos - *in* **Bio sólidos na Agricultura** – Editores Milton Tomoyuki TSUTIYA, João Baptista COMPARINI, Pedro Alem SOBRINHO, Ivanildo HESPAHOL, Paulo de Campos Torres de CARVALHO, Adolpho José de MELO, e Marcos Omir MARQUES – 1ª edição São Paulo: SABESP, 2001. x – 468p.

TSUTIYA, Milton Tomoyuki – Metais pesados: o principal fator limitante para o uso de bio sólidos das estações de tratamento de esgotos – *in* **Anais do 20º Congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental**. CD-Rom, ABES 1999.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ. Sistema de Bibliotecas - **Citações e notas de rodapé** / Universidade federal do Paraná, Sistemas de bibliotecas – Curitiba: Ed. Da UFPR, 2001. 42p.:il; 21cm (Normas para apresentações de documentos científicos; 7)

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ. Sistema de Bibliotecas - **Referências** / Universidade federal do Paraná, Sistemas de bibliotecas – Curitiba: Ed. Da UFPR, 2000. 72p.:il; 21cm (Normas para apresentações de documentos científicos; 6)

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ. Sistema de Bibliotecas – **Teses, dissertações, monografias e trabalhos acadêmicos** / Universidade federal do Paraná, Sistemas de bibliotecas – Curitiba: Ed. Da UFPR, 2000. 44p.:il; 21cm (Normas para apresentações de documentos científicos; 2)

VALCARCEL, R. - Problemas e Estratégias de Recuperação de Áreas Degradadas na Europa – *in* **Anais do I Simpósio Nacional sobre Recuperação de Áreas Degradadas** – Maurício BALENSIEFER (coordenador). Universidade Federal do Paraná (UFPR), Departamento de Silvicultura e Manejo e Fundação de Pesquisas

Florestais do Paraná (FUPEF), 25 a 29 de outubro de 1992, 520p.il editora da UFPR. 40-43p.

WERNER, J. C., PAULINO, V. T., CANTARELLA, H., ANDRADE, N. O., QUAGGIO, J. A. – **Forrageiras** – *in*: Recomendação de adubação e calagem para o estado de São Paulo, 2ª ed. Campinas, Instituto agrônômico e fundação IAC. P. 263-276. 1996.

WISNIEWSKI, C.; NETO, J. A. M.; PEREIRA, A. M.; RADOMSKI, M. I.; SESSEGOLO, G. C. – **Uso do lodo de esgoto da ETE-Belém na recuperação de áreas degradadas por mineração de calcário** - Sanare, Curitiba, v 5, n 5, 1996. p. 76 – 85.

## ANEXO 1

### 8.1 DADOS CLIMÁTICOS

#### 8.1.1 Variação da Temperatura

TABELA 26: TEMPERATURAS MÉDIAS MÁXIMAS E MÍNIMAS ENCONTRADAS NA FASE EXPERIMENTAL PARA A REGIÃO DE SÃO JOSÉ DOS PINHAIS

Mês 2003	Temperatura média em °C	
	Mínima	Máxima
Janeiro	17,9	26,8
Fevereiro	19,0	29,5
Março	16,7	26,7
Abril	14,7	24,7
<b>Média</b>	<b>17,1</b>	<b>26,9</b>

Fonte: SIMEPAR, 2004

TABELA 27: TEMPERATURAS MÉDIAS ENCONTRADAS NA FASE EXPERIMENTAL PARA A REGIÃO DE SÃO JOSÉ DOS PINHAIS

Mês 2003	Temperatura média em °C
Janeiro	21,2
Fevereiro	23,1
Março	20,5
Abril	18,8
<b>Média</b>	<b>20,9</b>

Fonte: SIMEPAR, 2004

#### 8.1.2 Variação Pluviométrica

TABELA 28: PRECIPITAÇÃO ENCONTRADA DURANTE A FASE EXPERIMENTAL PARA A REGIÃO DE SÃO JOSÉ DOS PINHAIS

Mês 2003	Precipitação em mm.mês <sup>-1</sup>
Janeiro	147,8
Fevereiro	103,8
Março	165,1
Abril	64,5
<b>Média</b>	<b>120,3</b>

Fonte: SIMEPAR, 2004

### 8.1.3 Histórico da Temperatura da Região

TABELA 29: VALORES MÉDIOS E EXTREMOS HISTÓRICOS DE TEMPERATURA PARA A REGIÃO DE CURITIBA

Mês	Temperatura média em °C		Dia mais frio do histórico	Dia mais quente do histórico
	Mínima	Máxima		
Janeiro	16,2	25,9	7,2 (22/01/1975)	38,2 (09/01/2003)
Fevereiro	16,7	26,2	9,0 (25,02/1991)	33,0 (05/02/1974)
Março	15,7	25,0	4,6 (29/03/1976)	33,5 (03/03/1974)
Abril	13,3	22,6	-1,4 (25/04/1971)	30,8 (07/04/1973)

Fonte: SIMEPAR, 2004

### 8.1.4 Histórico de Chuvas da Região

TABELA 30: VALORES HISTÓRICOS DE CHUVA PARA A REGIÃO DE CURITIBA PARA CADA MÊS DO ANO

Mês	Precipitação em mm.mês <sup>-1</sup>
Janeiro	183
Fevereiro	140
Março	127
Abril	81

Fonte: SIMEPAR, 2004

## ANEXO 2 - Análises Químicas Efetuada

### 8.2 ANÁLISES DO BIOSSÓLIDO

#### 8.2.1 Análises de caracterização do material

##### 8.2.1.1 Fertilidade

TABELA 31: ANÁLISE DE FERTILIDADE DO BIOSSÓLIDO APLICADO NA ÁREA DEGRADADA

Biossólido Caleado a 10- 20%* <sup>3</sup>	N	P solúvel	P total	K solúvel	MO* <sup>1</sup>	pH CaCl <sub>2</sub>	C/N* <sup>2</sup>	U
	g.kg <sup>-1</sup>					0,01mol.l <sup>-1</sup>	%	
	6,1	5,0	7,6	0,67	100,7	8,11	9,16	85,91

Nota: \*<sup>1</sup>MO: matéria orgânica, \*<sup>2</sup>C/N: relação carbono-nitrogênio

\*<sup>3</sup> análise realizada através da metodologia de LANARV

TABELA 32: ANÁLISE DE FERTILIDADE DO BIOSSÓLIDO APLICADO NA ÁREA DEGRADADA.

Biossólido Caleado 10-20%*3	PH CaCl <sub>2</sub>	pH SMP	Al <sup>+3</sup>	H+Al	Ca <sup>+2</sup> +Mg <sup>+2</sup>	Ca <sup>+2</sup>	K <sup>+</sup>	Na	T*1	P	C	V%*2
			cmol <sub>c</sub> .dm <sup>-3</sup>							mg.dm <sup>-3</sup>	g.dm <sup>-3</sup>	
	7,9	8,0	0,0	1,1	29,03	4,45	1,8	0,58	31,9	727,2	60,6	96,55

Nota: \*<sup>1</sup>T: capacidade de troca de cátions, \*<sup>2</sup>V%: saturação por bases.

\*<sup>3</sup> análise realizada através da metodologia de EMBRAPA (1997), Pavan et al (1992), Raij e Quaggio (1983).

## 8.2.1.2 Metais Pesados

TABELA 33: ANÁLISE DE ALGUNS ELEMENTOS QUÍMICOS PRESENTES NO BIOSSÓLIDO APLICADO NA ÁREA DEGRADADA.

Biossólido Caleado 10-20%* <sup>1</sup>	<b>Ag</b>	<b>Ba</b>	<b>Be</b>	<b>Bi</b>	<b>Cd</b>	<b>Co</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>La</b>	<b>Li</b>	<b>Mo</b>
	mg.kg <sup>-1</sup>										
	31	415	< 3	< 20	< 3	< 8	63	134	114	5,1	< 3

Nota: \*<sup>1</sup>Determinação através de digestão multiácida (ácido clorídrico, fluorídrico e nítrico, e gotas de perclórico) e leitura por plasma ICP definida pelo Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (1998).

TABELA 34: ANÁLISE DE ALGUNS ELEMENTOS QUÍMICOS PRESENTES NO BIOSSÓLIDO APLICADO NA ÁREA DEGRADADA.

Biossólido Caleado 10-20%* <sup>1</sup>	<b>Ni</b>	<b>Pb</b>	<b>Sc</b>	<b>Sn</b>	<b>Sr</b>	<b>V</b>	<b>W</b>	<b>Y</b>	<b>Zn</b>	<b>Zr</b>	<b>Hg*<sup>2</sup></b>
	mg.kg <sup>-1</sup>										µg.kg <sup>-1</sup>
	28	67	<3	<20	76	19	<20	14	543	<3	320

Nota: \*<sup>1</sup>Determinação através de digestão multiácida (ácido clorídrico, fluorídrico e nítrico, e gotas de perclórico) e leitura por plasma ICP. \*<sup>2</sup>Determinação de Hg por Absorção Atômica / Geração de Vapor Frio.

TABELA 35: ANÁLISE DE ALGUNS ELEMENTOS QUÍMICOS PRESENTES NO BIOSSÓLIDO APLICADO NA ÁREA DEGRADADA.

Biossólido Caleado 10-20%* <sup>1</sup>	<b>Al</b>	<b>Ca</b>	<b>Fe</b>	<b>K</b>	<b>Mg</b>	<b>Mn</b>	<b>Na</b>	<b>P</b>	<b>Ti</b>
	g.kg <sup>-1</sup>								
	28	59	20	2	37	0,6	0,4	11	0,2

Nota: \*<sup>1</sup>Determinação através de digestão multiácida (ácido clorídrico, fluorídrico e nítrico, e gotas de perclórico) e leitura por plasma ICP.



## 8.2.1.3 Patológica

TABELA 36: ANÁLISE DE SANIDADE DO BIOSSÓLIDO APLICADO NA ÁREA DEGRADADA.

Biossólido calado a 10-20% *2	Média		Total
	viáveis	inviáveis	
Helminto*1			
<i>Ascaris sp.</i>	0,73	34,20	
<i>Toxocara sp.</i>	0	0,86	
<i>Trichuris trichiura</i>	0	0,86	
<i>Trichuris vulpis</i>	0	0,51	
Trichuroidea	0,86	0,16	
<i>Hymenolepis diminuta</i>	0	0,08	
<i>Taenia</i>	0,08	0,08	
<b>TOTAL GERAL</b>	<b>1,67</b>	<b>36,55</b>	<b>38,22</b>
Protozoários			0,16

\*1Número total Ovos de Helmintos é de 38,22 ovos de helmintos por grama de matéria seca e o número de ovos viáveis é de 1,67 ovos por grama de matéria seca. Percentual de Viabilidade =  $4,56 \text{ g. } 100\text{g}^{-1} (\%)$ .

\*2análise realizada através da metodologia Thomaz Soccol V., Castro E A., Paulino R IN: SANEPAR, Manual de métodos para análises Parasitológicas em reciclagem de lodo, Curitiba, 2000, p. 27-41.

### 8.3 ANÁLISES DE SOLO

#### 8.3.1 Análises de Caracterização da Área Experimental

##### 8.3.1.1 Fertilidade do solo

TABELA 37: ANÁLISE DE CARACTERIZAÇÃO DA FERTILIDADE DO SOLO DA ÁREA DEGRADADA ANTES DA APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO.

Unidade * <sup>3</sup> experimental	pH CaCl <sub>2</sub>	pH SMP	Al <sup>+3</sup>	H <sup>+</sup> +Al <sup>+3</sup>	Ca <sup>+2</sup> +Mg <sup>+2</sup>	Ca <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	T* <sup>1</sup>	P	C	V%* <sup>2</sup>
			cmol <sub>c</sub> .dm <sup>-3</sup>						mg.dm <sup>-3</sup>	g.dm <sup>-3</sup>	
T1	4,10	4,10	15,50	20,40	3,60	1,90	0,17	24,17	0,20	11,80	15,60
T2	4,10	4,10	14,40	20,40	2,70	1,50	0,15	23,25	0,40	13,60	12,26
T3	4,10	4,20	9,80	19,00	1,00	0,60	0,11	20,11	0,20	13,60	5,52
T4	4,10	4,10	11,30	20,40	1,40	0,80	0,14	21,94	0,20	13,60	7,02
M1	4,10	4,10	12,50	20,40	2,60	1,40	0,14	23,14	0,30	14,20	11,84
M2	4,10	4,10	10,70	20,40	1,40	0,80	0,10	21,90	0,20	9,40	6,85
M3	4,00	4,00	18,30	22,00	3,20	1,80	0,14	25,34	0,20	8,80	13,18
M4	4,10	4,10	9,50	20,40	1,30	0,70	0,10	21,80	0,60	26,30	6,42
La1	4,10	4,20	9,40	19,00	1,00	0,60	0,10	20,10	0,40	20,20	5,47
La2	4,10	4,00	18,20	22,00	4,90	2,80	0,17	27,07	0,50	8,80	18,73
La3	4,10	4,10	9,30	20,40	0,90	0,50	0,09	21,39	0,40	13,00	4,63
La4	4,00	4,00	18,20	22,00	1,70	1,00	0,12	23,82	0,30	13,00	7,64
Lb1	4,10	4,10	11,00	22,00	1,90	1,10	0,10	24,00	0,30	10,00	8,33
Lb2	4,10	4,30	7,90	17,60	1,00	0,60	0,08	18,68	0,20	19,00	5,78
Lb3	4,20	4,00	15,60	22,00	3,00	1,90	0,17	25,17	0,10	12,40	12,59
Lb4	4,10	4,20	9,60	19,00	0,90	0,50	0,11	20,01	0,20	16,00	5,05
Lc1	4,10	4,10	11,40	20,40	2,60	1,50	0,17	23,17	0,60	24,50	11,96
Lc2	4,10	4,10	10,20	20,40	1,10	0,70	0,10	21,60	0,20	18,40	5,56
Lc3	4,10	4,10	14,50	20,40	2,00	1,10	0,18	22,58	0,30	16,00	9,65
Lc4	4,10	4,20	11,00	19,00	1,00	0,60	0,11	20,11	0,10	8,80	5,52
<b>Média do solo</b>	<b>4,10</b>	<b>4,11</b>	<b>12,42</b>	<b>20,38</b>	<b>1,96</b>	<b>1,12</b>	<b>0,13</b>	<b>22,47</b>	<b>0,30</b>	<b>14,57</b>	<b>8,98</b>

Nota: \*<sup>1</sup>T: capacidade de troca de cátions, \*<sup>2</sup> V%: saturação por bases.

\*<sup>3</sup> análise realizada através da metodologia de EMBRAPA (1997), Pavan et al (1992), Raij e Quaggio (1983).

T: tratamento correspondente a dose zero de biofóssido

M: tratamento correspondente a adubação mineral

La: tratamento correspondente a dose de 60 Mg.ha<sup>-1</sup> (matéria seca)

Lb: tratamento correspondente a dose de 120 Mg.ha<sup>-1</sup> (matéria seca)

Lc: tratamento correspondente a dose de 240 Mg.ha<sup>-1</sup> (matéria seca)

### 8.3.1.2 Metais pesados

TABELA 38: ANÁLISE DE CARACTERIZAÇÃO DO SOLO DA ÁREA DEGRADADA ANTES DA APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO

unidade experi- mental *1	Al	Ba	Ca	Co	Cr	Cu	Fe	K	La	Li	Mg	Mn	Ni	P	Pb	Sr	Ti	V	Y	Zn	Zr
	g.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>
T1	60,0	160,0	1,4	10,0	108,0	44,0	46	4,4	27,0	17,0	5,2	0,5	41,0	0,2	100,0	29,0	1,1	55,0	5,0	97,0	24,0
T1	60,0	152,0	1,3	11,0	101,0	41,0	47	4,2	27,0	17,0	5,1	0,5	42,0	0,2	90,0	27,0	1,0	52,0	5,1	97,0	20,0
T2	60,0	107,0	0,7	9,7	67,0	40,0	46	3,3	23,0	12,0	4,7	0,2	41,0	0,2	75,0	20,0	0,9	55,0	4,8	74,0	17,0
T3	64,0	81,0	< 0,1	< 8	61,0	33,0	40	3,3	< 20	24,0	3,0	0,2	34,0	0,3	84,0	20,0	1,2	59,0	3,6	50,0	24,0
T4	60,0	92,0	0,1	< 8	62,0	29,0	56	4,1	21,0	12,0	4,2	0,2	19,0	0,2	90,0	21,0	0,9	66,0	3,3	52,0	19,0
M1	60,0	176,0	0,3	9,9	79,0	31,0	46	3,6	25,0	17,0	4,8	0,3	30,0	0,2	78,0	22,0	1,2	64,0	4,9	60,0	23,0
M2	62,0	73,0	0,4	< 8	75,0	27,0	41	2,8	< 20	17,0	2,9	0,3	22,0	0,2	91,0	20,0	1,1	68,0	< 3	60,0	20,0
M3	60,0	137,0	0,3	12,0	69,0	28,0	47	2,8	23,0	10,0	5,1	0,3	23,0	0,2	72,0	19,0	1,1	58,0	5,4	64,0	16,0
M4	60,0	70,0	< 0,1	< 8	86,0	28,0	45	2,4	< 20	18,0	3,1	0,3	21,0	0,2	69,0	15,0	1,1	66,0	3,1	47,0	17,0
La1	63,0	107,0	< 0,1	9,0	116,0	31,0	46	3,3	23,0	24,0	3,6	0,5	29,0	0,2	82,0	20,0	1,3	68,0	5,6	53,0	26,0
La2	58,0	142,0	0,5	14,0	84,0	25,0	40	2,7	27,0	8,7	4,7	0,4	19,0	0,2	74,0	20,0	0,8	36,0	4,2	56,0	11,0
La3	64,0	72,0	0,1	< 8	67,0	27,0	42	2,9	< 20	20,0	2,9	0,2	18,0	0,2	81,0	20,0	1,1	70,0	3,2	53,0	17,0
La4	58,0	73,0	< 0,1	12,0	105,0	26,0	56	2,3	< 20	6,4	4,2	0,5	25,0	0,2	66,0	14,0	1,0	56,0	4,1	53,0	10,0
Lb1	63,0	89,0	1,0	9,0	106,0	40,0	43	3,2	23,0	23,0	3,2	0,5	26,0	0,2	96,0	27,0	1,1	64,0	4,0	80,0	30,0
Lb2	62,0	114,0	< 0,1	< 8	90,0	30,0	48	3,0	24,0	24,0	3,7	0,3	24,0	0,2	80,0	16,0	0,9	53,0	6,3	57,0	22,0
Lb3	59,0	154,0	0,8	10,0	89,0	29,0	44	2,6	24,0	9,5	4,3	0,4	26,0	0,2	87,0	20,0	1,0	53,0	4,6	70,0	18,0
Lb4	63,0	78,0	0,4	< 8	88,0	35,0	42	3,1	22,0	24,0	3,0	0,3	24,0	0,2	84,0	23,0	1,2	70,0	4,0	62,0	27,0
Lc1	62,0	120,0	0,4	8,8	105,0	37,0	44	3,8	23,0	19,0	4,2	0,5	22,0	0,2	77,0	25,0	1,3	68,0	5,0	64,0	21,0
Lc2	63,0	86,0	0,2	< 8	91,0	27,0	43	2,8	< 20	19,0	3,1	0,4	25,0	0,2	84,0	19,0	1,2	70,0	4,0	55,0	15,0
Lc3	62,0	100,0	0,3	< 8	66,0	32,0	57	3,2	< 20	17,0	3,7	0,2	19,0	0,2	76,0	21,0	1,0	54,0	3,9	59,0	22,0
Lc4	41,0	30,0	0,3	< 8	54,0	15,0	26	1,3	< 20	8,0	1,8	0,2	15,0	0,1	61,0	11,0	0,7	40,0	< 3	35,0	14,0
<b>média</b>	<b>60,2</b>	<b>105,4</b>	<b>0,5</b>	<b>10,5</b>	<b>84,2</b>	<b>31,2</b>	<b>45</b>	<b>3,1</b>	<b>24,0</b>	<b>16,5</b>	<b>3,8</b>	<b>0,3</b>	<b>26,0</b>	<b>0,2</b>	<b>80,8</b>	<b>20,4</b>	<b>1,1</b>	<b>59,3</b>	<b>4,4</b>	<b>61,8</b>	<b>19,7</b>

Nota: \*<sup>1</sup>Determinação através de digestão multiácida (ácido clorídrico, fluorídrico e nítrico, e gotas de perclórico) e leitura por plasma ICP. \*Os teores de Hg, Ag, Be, Bi, Cd, Na, Sc, Sn e W estiveram abaixo do limite de detecção.

### 8.3.1.3 Densidade do solo ou aparente

TABELA 39: ANÁLISE DE CARACTERIZAÇÃO DA DENSIDADE DO SOLO DA ÁREA DEGRADADA ANTES DA APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO

Anel amostra* <sup>1</sup>	Diferença das leituras (g)	Densidade calculada (g.cm <sup>-3</sup> )
Ponto 1	67,6	1,0823
Ponto 2	64,6	1,0343
Ponto 3	68,4	1,0951
Ponto 4	72,2	1,1559
<b>média</b>		<b>1,0919</b>

Nota: \*<sup>1</sup>metodologia proposta por EMBRAPA (1997).

### 8.3.1.4 Granulometria

TABELA 40: ANÁLISE DE CARACTERIZAÇÃO DA GRANULOMETRIA DO SOLO DA ÁREA DEGRADADA ANTES DA APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO

amostra* <sup>1</sup>	argila (%)	areia (%)	silte (%)
Ponto 1	44	32	24
Ponto 2	62	16	22
Ponto 3	36	40	24
Ponto 4	54	16	30
<b>Média</b>	<b>49</b>	<b>26</b>	<b>25</b>

Nota: \*<sup>1</sup>metodologia proposta por EMBRAPA (1997).

### 8.3.1.5 Mineralogia

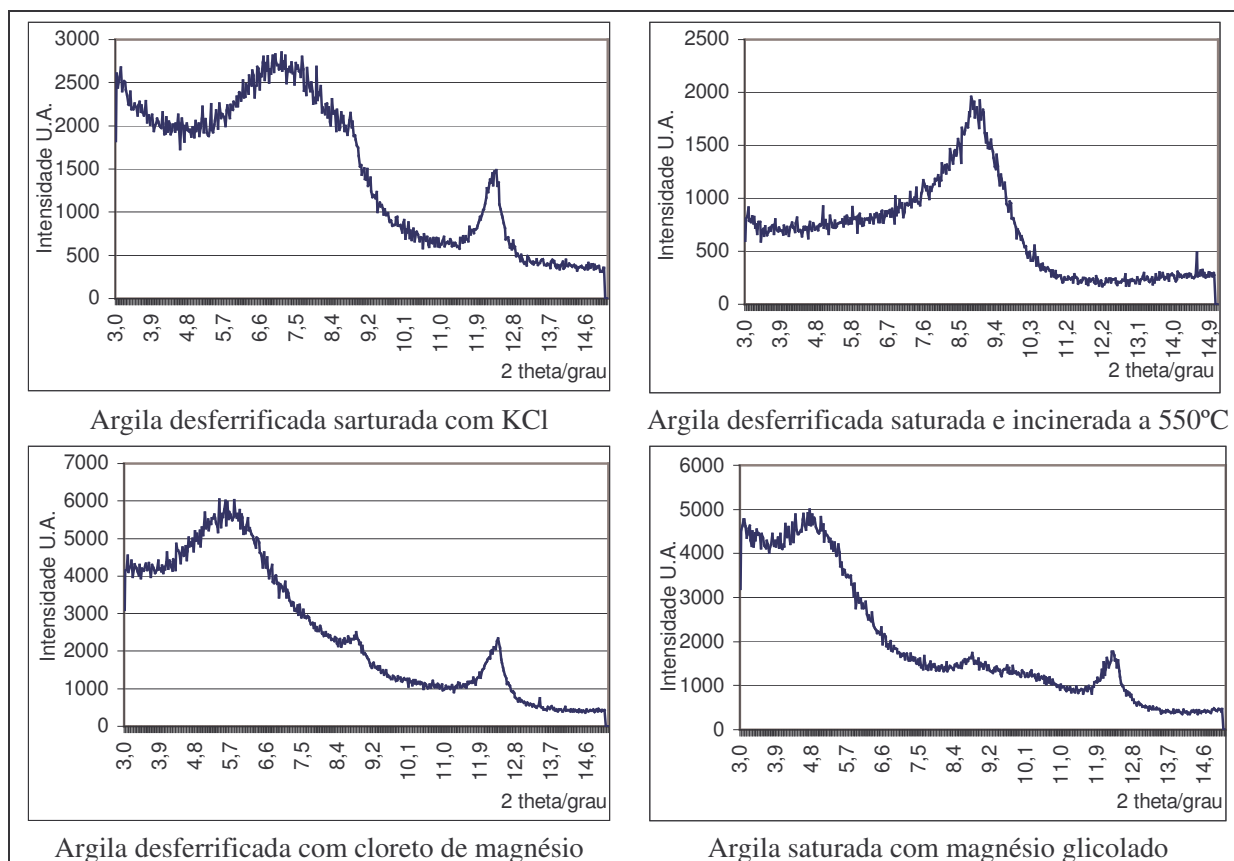


FIGURA 26: ANÁLISE DE CARACTERIZAÇÃO DA MINERALOGIA DO SOLO DA ÁREA DEGRADADA.

Nota: análises realizadas através da metodologia proposta por Jackson et al (1986) e Melo (1998).

### 8.3.2 Análises Pós-cultivo de Milheto (*Pennisetum americanum*) dos Tratamentos da Área Experimental

## 8.3.2.1 Fertilidade do solo

TABELA 41: ANÁLISE DE FERTILIDADE DO SOLO DA ÁREA DEGRADADA APÓS APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO E CULTIVO DE MILHETO.

Unidade * <sup>3</sup> experimental	pH CaCl <sub>2</sub>	pH SMP	Al <sup>+3</sup>	H <sup>+</sup> +Al <sup>+3</sup>	Ca <sup>+2</sup> +Mg <sup>+2</sup>	Ca <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Na	T* <sup>1</sup>	P	C	V%* <sup>2</sup>
			cmol <sub>c</sub> .dm <sup>-3</sup>							mg.dm <sup>-3</sup>	g.dm <sup>-3</sup>	
2T1	4,35	4,40	12,00	16,40	14,01	10,35	0,23	0,04	30,67	7,40	7,20	44,96
2T2	4,20	4,20	17,80	19,00	2,85	1,61	0,24	0,03	22,12	1,70	12,10	14,07
2T3	4,45	4,65	5,30	13,60	6,33	3,65	0,15	0,03	20,10	6,10	13,60	32,33
2T4	4,25	4,30	9,60	17,80	5,14	3,01	0,20	0,03	23,16	2,35	15,70	22,88
2M1	4,35	4,35	12,25	16,95	7,16	3,94	0,17	0,03	24,31	2,80	8,10	30,30
2M2	4,45	4,80	5,80	13,40	7,30	3,77	0,19	0,02	20,91	1,35	9,70	37,99
2M3	4,65	4,85	6,60	11,80	15,39	8,97	0,25	0,06	27,49	20,95	11,20	56,95
2M4	4,45	4,70	5,50	13,10	7,05	4,06	0,16	0,03	20,34	2,70	17,80	35,11
2La1	5,15	5,50	0,00	7,25	15,56	7,49	0,10	0,04	22,94	34,65	21,70	68,41
2La2	4,75	5,35	1,10	8,35	20,92	13,39	0,23	0,05	29,55	55,50	10,30	72,22
2La3	5,10	5,85	0,35	5,65	13,55	7,13	0,17	0,04	19,41	45,65	15,70	70,86
2La4	5,40	5,85	1,50	6,45	20,12	10,68	0,20	0,08	26,84	78,00	18,10	76,26
2Lb1	6,25	6,65	0,00	3,10	22,59	9,50	0,16	0,08	25,92	104,60	17,80	87,94
2Lb2	4,65	4,95	4,15	11,50	16,92	10,38	0,18	0,05	28,64	28,70	18,70	58,56
2Lb3	5,25	6,05	0,00	4,80	26,94	16,78	0,23	0,08	32,04	88,20	14,20	84,99
2Lb4	6,35	6,75	0,00	2,85	29,84	18,53	0,22	0,09	33,00	109,50	23,50	91,37
2Lc1	7,05	7,45	0,00	1,70	27,58	11,73	0,19	0,13	29,59	147,65	25,65	94,26
2Lc2	6,15	6,65	0,00	3,05	22,29	12,25	0,21	0,10	25,65	131,10	24,15	87,69
2Lc3	6,25	6,75	0,00	2,85	27,39	15,00	0,24	0,10	30,58	197,50	25,70	90,68
2Lc4	7,30	7,40	0,00	1,80	26,10	13,92	0,31	0,12	28,32	146,25	25,35	93,56

Nota: \*<sup>1</sup>T: capacidade de troca de cátions, \*<sup>2</sup> V%: saturação por bases.

\*<sup>3</sup> análise realizada através da metodologia de EMBRAPA (1997), Pavan et al (1992), Raij e Quaggio (1983).

TABELA 42: MÉDIA DA FERTILIDADE DO SOLO DA ÁREA DEGRADADA APÓS APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO E CULTIVO DE MILHETO.

unidade * <sup>3</sup> experimental	PH CaCl <sub>2</sub>	pH SMP	Al <sup>+3</sup>	H <sup>+</sup> +Al <sup>+3</sup>	Ca <sup>+2</sup> +Mg <sup>+2</sup>	Ca <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Na	T* <sup>1</sup>	P	C	V%* <sup>2</sup>
			cmol <sub>c</sub> .dm <sup>-3</sup>							mg.dm <sup>-3</sup>	g.dm <sup>-3</sup>	
2T	4,31	4,39	11,18	16,70	7,08	4,65	0,20	0,03	24,01	4,39	12,15	28,56
2M	4,48	4,68	7,54	13,81	9,22	5,18	0,19	0,03	23,26	6,95	11,70	40,09
2La	5,10	5,64	0,74	6,93	17,53	9,67	0,18	0,05	24,68	53,45	16,45	71,94
2Lb	5,63	6,10	1,04	5,56	24,07	13,80	0,19	0,07	29,90	82,75	18,55	80,71
2Lc	6,69	7,06	0,00	2,35	25,84	13,22	0,24	0,11	28,53	155,63	25,21	91,55

TABELA 43: ANÁLISE DO MAGNÉSIO E DO POTÁSSIO TROCÁVEL NO SOLO DA ÁREA DEGRADADA APÓS APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO E CULTIVO DE MILHETO.

Tratamento	Mg trocável em $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$	K* <sup>1</sup> trocável em $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$
2T1	3,66	2,13
2T2	1,25	0,94
2T3	2,68	1,23
2T4	2,14	0,80
2M1	3,22	1,36
2M2	3,54	0,64
2M3	6,42	1,07
2M4	3,00	0,59
2La1	8,07	1,16
2La2	7,53	1,01
2La3	6,42	0,93
2La4	9,44	0,67
2Lb1	13,09	0,62
2Lb2	6,54	0,69
2Lb3	10,17	0,93
2Lb4	11,31	0,62
2Lc1	15,86	0,62
2Lc2	10,04	0,68
2Lc3	12,39	0,68
2Lc4	12,18	0,73

Nota: \*<sup>1</sup>análise de K com extração em acetato de amônio de acordo com a metodologia definida por American Society of Agronomy (1982).

TABELA 44: MÉDIA DO MAGNÉSIO E DO POTÁSSIO DO SOLO DA ÁREA DEGRADADA APÓS APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO E CULTIVO DE MILHETO.

Tratamento	Mg trocável em $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$	K* <sup>1</sup> trocável em $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$
2T	2,43	1,28
2M	4,04	0,92
2La	7,86	0,94
2Lb	10,28	0,72
2Lc	12,62	0,68

Nota: \*<sup>1</sup>análise de K com extração em acetato de amônio de acordo com a metodologia definida por American Society of Agronomy (1982).

### 8.3.2.2 Metais pesados

TABELA 45: ANÁLISE DOS TEORES TOTAIS DE ALGUNS ELEMENTOS QUÍMICOS PRESENTES NO SOLO DA ÁREA DEGRADADA APÓS APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO E CULTIVO DE MILHETO.

Unidade experi- mental *1	Hg*2	Al	B	Ba	Ca	Co	Cr	Cu	Fe	K	La	Li	Mg	Mn	Na	Ni	P	Pb	Sr	Ti	V	Y	Zn	Zr
	µg.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>
2T1	<50	53	108	183,5	1,0	11	38	30	41	4,5	32,5	12,5	5,9	0,2	0,2	16,5	0,2	62,5	32	0,8	63	8,15	59,5	29
2T2	< 50	54	95	123,0	0,5	11	45	32	47	3,9	29,0	17	4,9	0,2	0,2	18	0,2	70	27	0,9	62	8,4	66	33
2T3	< 50	56	138	87,0	0,5	8,4	49	32	40	3,4	25,0	24	3,3	0,2	0,2	16	0,2	75	26	1,1	79	5,3	59	37
2T4	< 50	53	144	97,0	0,4	8,2	41	28	48	4,0	27,0	13	4,5	0,2	0,2	14	0,2	68	26	0,6	65	5,6	51	27
2M1	< 50	53	153	182,0	1,0	13	39	30	44	3,8	33,0	13	5,8	0,2	0,2	16	0,2	72	29	1,0	54	7,4	61	26
2M2	< 50	55	188	83,0	0,5	< 8	46	30	41	2,9	23,0	22	3,1	0,2	0,1	15	0,2	72	24	0,9	66	4,3	56	31
2M3	< 50	53	188	143,0	1,1	11	41	29	43	3,0	30,0	13	5,1	0,1	0,2	17	0,3	62	25	0,7	50	8,4	64	22
2M4	< 50	55	168	87,0	0,6	10	45	29	44	3,3	26,0	32	4,1	0,2	0,8	17	0,2	74	24	1,1	70	6,1	53	46
2La1	< 50	53	193	105,0	1,2	< 8	43	29	40	3,2	26,0	23	4,1	0,2	0,2	16	0,3	68	21	0,9	60	7,5	54	31
2La2	< 50	51	143	468,0	1,7	12	31	26	37	2,9	29,0	10	5,0	0,2	0,2	14	0,3	62	25	0,7	45	6,1	64	24
2La3	< 50	56	154	76,0	1,2	< 8	54	32	41	3,1	26,0	26	3,5	0,2	0,2	16	0,3	78	26	1,0	73	4,8	60	37
2La4	< 50	54	142	94,0	2,0	14	44	30	46	3,1	29,0	14	5,4	0,2	0,7	19	0,3	67	24	0,9	61	6,6	61	31
2Lb1	50	55	125	109,0	3,5	8,5	45	35	40	3,1	33,0	22	5,0	0,2	0,2	18	0,7	74	27	0,8	63	6,5	74	25
2Lb2	< 50	54	117	133,0	2,3	8,8	45	35	45	3,3	32,0	20	5,3	0,2	0,2	19	0,5	75	24	0,8	60	8,9	73	29
2Lb3	< 50	49	94	162,0	1,9	< 8	29	23	31	2,4	25,0	9,7	4,4	0,1	0,1	12	0,3	65	20	0,5	39	5,1	53	16
2Lb4	51	53	92	83,0	3,1	< 8	42	33	38	2,4	30,0	20	4,3	0,2	0,2	14	0,6	70	22	0,5	68	5,8	68	19
2Lc1	< 50	51	86	157,0	7,0	8,4	40	37	39	3,1	49,0	16	7,7	0,2	0,2	18	1,1	68	31	0,5	62	9,3	96	11
2Lc2	< 50	54	76	144,0	2,6	< 8	44	33	40	2,8	30,0	22	4,4	0,2	0,2	16	0,5	96	24	0,7	64	6,1	69	26
2Lc3	< 50	53	46	110,0	2,4	< 8	44	32	44	2,7	29,0	15	4,5	0,1	0,2	16	0,5	64	23	0,4	59	6,7	71	18
2Lc4	150	52	34	117,0	8,0	< 8	43	40	36	2,6	40,0	19	7,0	0,2	0,2	15	1,5	72	30	0,5	56	6,3	104	18

Nota: \*1)Determinação através de digestão multiácida (ácido clorídrico, fluorídrico e nítrico, e gotas de perclórico) e leitura por plasma ICP.

\*2)Determinação de Hg por Absorção Atômica / Geração de Vapor Frio. \* Os teores de Ag, Be, Bi, Cd, Mo, Sc, Sn e W estiveram abaixo do limite de detecção na análise laboratorial.



TABELA 46: MÉDIA DOS TEORES TOTAIS DE ALGUNS ELEMENTOS QUÍMICOS PRESENTES NO SOLO DA ÁREA DEGRADADA APÓS APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO E CULTIVO DE MILHETO.

unidade experi- mental	Hg* <sup>1</sup>	Al	B	Ba	Ca	Co	Cr	Cu	Fe	K	La	Li	Mg	Mn	Na	Ni	P	Pb	Sr	Ti	V	Y	Zn	Zr
	µg.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>
2T	<50	54,0	121,25	122,63	0,6	9,65	43,25	30,50	44,0	3,9	28,38	16,63	4,7	0,2	0,2	16,13	0,2	68,88	27,75	0,9	67,25	6,86	58,88	31,50
2M	< 50	54,0	174,25	123,75	0,8	11,33	42,75	29,50	43,0	3,3	28,00	20,00	4,5	0,2	0,3	16,25	0,2	70,00	25,50	0,9	60,00	6,55	58,50	31,25
2La	< 50	53,5	158,00	185,75	1,5	13,00	43,00	29,25	41,0	3,1	27,50	18,25	4,5	0,2	0,3	16,25	0,3	68,75	24,00	0,9	59,75	6,25	59,75	30,75
2Lb	50,5	52,8	107,00	121,75	2,7	8,65	40,25	31,50	38,5	2,8	30,00	17,93	4,8	0,2	0,2	15,75	0,5	71,00	23,25	0,7	57,50	6,58	67,00	22,25
2Lc	150,0	52,5	60,50	132,00	5,0	8,40	42,75	35,50	39,8	2,8	37,00	18,00	5,9	0,2	0,2	16,25	0,9	75,00	27,00	0,5	60,25	7,10	85,00	18,25

Nota: Determinação através de digestão multiácida (ácido clorídrico, fluorídrico e nítrico, e gotas de perclórico) e leitura por plasma ICP. \*<sup>1</sup>Determinação de Hg por Absorção Atômica / Geração de Vapor Frio.

## 8.3.2.3 Sanidade

TABELA 47: ANÁLISE DE SANIDADE DO SOLO DA ÁREA DEGRADADA ONDE FOI INCORPORADA A DOSE DE 240 Mg.ha<sup>-1</sup> DE BIOSSÓLIDO (MATÉRIA SECA) 13 MESES APÓS A APLICAÇÃO.

Solo com biossólido* <sup>2</sup>	Média		Total
Helminto* <sup>1</sup>	Viáveis	Inviáveis	
<i>Ascaris sp.</i>	0	0,11	
<i>Toxocara sp.</i>	0	0,02	
<i>Trichuris trichiura</i>	0	0,02	
<i>Trichuris vulpis</i>	0	0	
Trichuroidea	0	0	
<i>Hymenolepis diminuta</i>	0	0	
<i>Taenia</i>	0	0	
<b>TOTAL GERAL</b>	<b>0</b>	<b>0,15</b>	<b>0,15</b>
Protozoários			0,02

\*<sup>1</sup>Número total Ovos de Helmintos é de 0,15 ovos de helmintos por grama de matéria seca não apresentando ovos viáveis.

\*<sup>2</sup>análise realizada através da metodologia Thomaz Soccol V., Castro E A., Paulino R IN: SANEPAR, Manual de métodos para análises Parasitológicas em reciclagem de lodo, Curitiba, 2000, p. 27-41.

## 8.3.2.4 Densidade do solo ou aparente

TABELA 48: ANÁLISE DE MONITORAMENTO DA DENSIDADE DO SOLO DA ÁREA DEGRADADA APÓS APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO E CULTIVO DE MILHETO.

Anel amostra* <sup>1</sup>	Diferença das leituras (g)	Densidade calculada após 13 meses (g.cm <sup>-3</sup> )
Ponto 1	58,65	0,94
Ponto 2	59,63	0,96
Ponto 3	59,01	0,94
<b>Média</b>		<b>0,95</b>

Nota: \*<sup>1</sup>análises realizadas através da metodologia proposta por EMBRAPA (1997).

## 8.4 ANÁLISES DO MATERIAL VEGETAL

### 8.4.1 Caracterização de Sementes

As sementes são provenientes de FCK Sementes Comércio de Importação e Exportação LTDA, Campo Grande – MS. O atestado de germinação identifica as sementes como de milho (*Pennisetum americanum*) da cultivar BR2, registrada no boletim 469 em julho de 2002, apresentando pureza média de 98,72% e germinação de 93,7% com validade da análise até março de 2003.

### 8.4.2 Produção Matéria Seca

TABELA 49: MATÉRIA SECA DA PARTE AEREA DO MATERIAL VEGETAL (MILHETO) CULTIVADO NA ÁREA DEGRADADA APÓS APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO.

Tratamento	Média das coletas (g ms. 0,25m <sup>2</sup> )* <sup>1</sup>						Peso médio	
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Ponto 6	g ms.0,25m <sup>2</sup>	kg ms.ha <sup>-1</sup>
2T1	10,09	12,54	11,39	0,00	4,22	10,96	8,20	327,96
2T2	66,20	1,06	3,24	4,09	0,00	14,85	14,91	596,26
2T3	29,85	1,19	52,78	40,26	33,89	5,56	27,25	1090,17
2T4	4,28	0,00	4,86	1,60	0,64	5,48	2,81	112,37
2M1	33,06	98,20	37,51	88,38	55,26	28,41	56,81	2272,25
2M2	29,86	17,64	25,06	15,65	45,06	0,00	22,21	888,51
2M3	63,07	18,37	20,69	25,22	17,30	16,25	26,82	1072,71
2M4	113,96	25,41	30,28	30,02	52,80	50,40	50,48	2019,17
2La1	127,38	108,95	128,63	287,96	226,65	122,80	167,06	6682,45
2La2	131,51	97,16	132,45	135,16	145,37	219,25	143,48	5739,35
2La3	173,93	161,29	165,51	203,31	181,28	131,34	169,44	6777,73
2La4	112,96	129,58	173,22	170,05	163,97	165,05	152,47	6098,85
2Lb1	172,70	111,86	222,08	204,25	163,58	157,88	172,06	6882,42
2Lb2	129,28	86,76	145,47	55,56	146,61	63,76	104,57	4182,95
2Lb3	159,03	206,27	187,53	146,75	249,76	221,11	195,07	7803,00
2Lb4	63,37	157,31	99,50	99,13	153,90	126,03	116,54	4661,59
2Lc1	142,86	146,39	190,62	126,22	153,38	128,29	147,96	5918,25
2Lc2	130,83	118,81	61,00	148,33	107,25	120,93	114,52	4580,95
2Lc3	158,50	161,90	292,09	136,49	86,66	133,90	161,59	6463,57
2Lc4	119,21	114,08	87,09	254,27	170,15	155,29	150,02	6000,61

Nota: \*<sup>1</sup>parte aérea do material seco em estufa a 60°C até peso constante.

TABELA 50: MÉDIA DA PRODUÇÃO DE MATÉRIA SECA DA PARTE AEREA DO MATERIAL VEGETAL (MILHETO) CULTIVADO NA ÁREA DEGRADADA APÓS APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO.

Peso Médio* <sup>1</sup>		
Tratamento	g ms.0,25m <sup>-2</sup>	kg ms.ha <sup>-1</sup>
2T	13,292	531,694
2M	39,079	1563,162
2La	158,115	6324,595
2Lb	147,062	5882,491
2Lc	143,521	5740,847

Nota: \*<sup>1</sup>parte aérea do material seco em estufa a 60°C até peso constante.

#### 8.4.3 Absorção de Macronutrientes

TABELA 51: ANÁLISE DA COMPOSIÇÃO QUÍMICA EM NÍVEL DE MACRONUTRIENTES DO MATERIAL VEGETAL (MILHETO) CULTIVADO NA ÁREA DEGRADADA APÓS APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO.

Macronutrientes					Nutrientes adicionais			
Tratamento* <sup>1</sup>	P	K	Ca	Mg	Na	Co	V	Ni
	g.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>
2T1	1,0	14,0	4,05	3,65	0,1	< 8	< 8	< 3
2T2	1,0	11,0	4,50	5,00	0,1	< 8	< 8	< 3
2T3	1,6	12,0	4,90	5,80	0,1	< 8	< 8	< 3
2T4	1,0	14,0	4,90	3,60	0,1	< 8	< 8	< 3
2M1	1,2	13,0	3,10	2,10	0,1	< 8	< 8	< 3
2M2	0,8	11,0	4,50	3,10	0,1	< 8	< 8	< 3
2M3	1,1	13,0	4,20	3,50	0,1	< 8	< 8	< 3
2M4	1,1	16,0	3,80	3,10	0,1	< 8	< 8	< 3
2La1	1,3	9,0	3,80	5,90	0,1	< 8	< 8	< 3
2La2	2,0	12,0	3,80	6,10	< 0,1	< 8	< 8	< 3
2La3	2,3	11,0	4,10	7,20	0,1	< 8	< 8	< 3
2La4	1,8	10,0	3,30	5,90	0,1	< 8	< 8	< 3
2Lb1	2,0	14,0	4,80	7,70	0,1	< 8	< 8	< 3
2Lb2	1,2	9,8	3,80	8,70	0,1	< 8	< 8	< 3
2Lb3	1,7	12,0	4,90	7,60	0,2	< 8	< 8	< 3
2Lb4	1,8	11,0	3,30	6,80	0,1	< 8	< 8	< 3
2Lc1	2,2	17,0	3,50	7,70	0,1	< 8	< 8	< 3
2Lc2	1,7	16,0	3,50	8,10	0,1	< 8	< 8	< 3
2Lc3	2,9	17,0	4,90	7,20	< 0,1	< 8	< 8	< 3
2Lc4	1,6	16,0	4,30	7,90	< 0,1	< 8	< 8	< 3

Nota: \*<sup>1</sup> composição da matéria seca da parte aérea. Determinação através de digestão multiácida (ácido clorídrico, fluorídrico e nítrico, e gotas de perclórico) e leitura por plasma ICP.

TABELA 52: MÉDIA DA COMPOSIÇÃO EM NÍVEL DE MACRONUTRIENTES DO MATERIAL VEGETAL (MILHETO) CULTIVADO NA ÁREA DEGRADADA APÓS APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO.

Tratamento* <sup>1</sup>	Macronutrientes				Nutrientes adicionais			
	P	K	Ca	Mg	Na	Co	V	Ni
	g.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>
2T	1,15	12,75	4,37	4,52	0,10	< 8	< 8	< 3
2M	1,05	13,25	3,90	2,95	0,10	< 8	< 8	< 3
2La	1,85	10,50	3,75	6,28	0,10	< 8	< 8	< 3
2Lb	1,68	11,70	4,20	7,70	0,13	< 8	< 8	< 3
2Lc	2,10	16,50	4,05	7,73	0,10	< 8	< 8	< 3

Nota: \*<sup>1</sup> parte aérea. Determinação através de digestão multiácida (ácido clorídrico, fluorídrico e nítrico, e gotas de perclórico) e leitura por plasma ICP.

#### 8.4.4 Absorção de Micronutrientes

TABELA 53: ANÁLISE DA COMPOSIÇÃO QUÍMICA EM NÍVEL DE MICRONUTRIENTES DO MATERIAL VEGETAL (MILHETO) CULTIVADO NA ÁREA DEGRADADA APÓS APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO.

Tratamento* <sup>1</sup>	Micronutrientes					
	B	Cu	Mn	Mo	Zn	Fe
	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>
2T1	< 10	9,55	< 0,1	< 3	27	0,6
2T2	< 10	7,40	< 0,1	< 3	28	0,3
2T3	< 10	7,70	< 0,1	< 3	35	0,5
2T4	< 10	9,10	< 0,1	< 3	27	0,6
2M1	< 10	5,10	< 0,1	< 3	16	0,3
2M2	< 10	5,60	< 0,1	< 3	20	1,1
2M3	< 10	12,00	< 0,1	< 3	23	0,2
2M4	< 10	8,00	< 0,1	< 3	26	0,2
2La1	< 10	6,40	< 0,1	< 3	26	< 0,1
2La2	< 10	9,00	< 0,1	< 3	33	< 0,1
2La3	< 10	8,30	< 0,1	< 3	36	< 0,1
2La4	< 10	6,50	< 0,1	< 3	26	< 0,1
2Lb1	< 10	8,10	< 0,1	< 3	34	< 0,1
2Lb2	< 10	6,00	< 0,1	< 3	23	0,2
2Lb3	< 10	8,40	< 0,1	< 3	31	0,1
2Lb4	< 10	6,60	< 0,1	< 3	29	< 0,1
2Lc1	< 10	9,60	< 0,1	< 3	43	< 0,1
2Lc2	< 10	7,70	< 0,1	< 3	32	< 0,1
2Lc3	< 10	12,00	0,1	3,5	54	0,1
2Lc4	< 10	8,80	< 0,1	< 3	37	< 0,1

Nota: \*<sup>1</sup> parte aérea. Determinação através de digestão multiácida (ácido clorídrico, fluorídrico e nítrico, e gotas de perclórico) e leitura por plasma ICP.

TABELA 54: MÉDIA DA COMPOSIÇÃO QUÍMICA EM NÍVEL DE MICRONUTRIENTES DO MATERIAL VEGETAL (MILHETO) CULTIVADO NA ÁREA DEGRADADA APÓS APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO.

Micronutrientes						
Tratamento* <sup>1</sup>	B	Cu	Mn	Mo	Zn	Fe
	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>
2T	< 10	8,438	< 0,1	< 3	29,25	0,50
2M	< 10	7,675	< 0,1	< 3	21,25	0,45
2La	< 10	7,550	< 0,1	< 3	30,25	< 0,1
2Lb	< 10	7,275	< 0,1	< 3	29,25	0,15
2Lc	< 10	9,525	0,1	3,5	41,50	0,10

Nota: \*<sup>1</sup> composição da matéria seca da parte aérea. Determinação através de digestão multiácida (ácido clorídrico, fluorídrico e nítrico, e gotas de perclórico) e leitura por plasma ICP.

#### 8.4.5 Absorção de Metais Pesados

TABELA 55: ANÁLISE DA COMPOSIÇÃO QUÍMICA DO MATERIAL VEGETAL (MILHETO) CULTIVADO NA ÁREA DEGRADADA APÓS APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO.

Metais pesados							Outros elementos		
Tratamento* <sup>1</sup>	Al	Ag	Cd	Cr	Pb	Hg	Ba	Sr	Ti
	g.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	μg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>
2T1	2,5	< 3	< 3	< 3	< 8	< 50	203	30	< 0,1
2T2	1,7	< 3	< 3	< 3	< 8	< 50	106	30	< 0,1
2T3	1,6	< 3	< 3	< 3	< 8	< 50	64	15	< 0,1
2T4	2,7	< 3	< 3	< 3	< 8	< 50	199	29	< 0,1
2M1	0,9	< 3	< 3	< 3	< 8	< 50	106	22	< 0,1
2M2	5,6	< 3	< 3	< 3	< 8	< 50	50	15	0,2
2M3	1,0	< 3	< 3	< 3	< 8	< 50	141	27	< 0,1
2M4	0,8	< 3	< 3	< 3	< 8	< 50	50	16	< 0,1
2La1	0,3	< 3	< 3	< 3	< 8	< 50	54	13	< 0,1
2La2	0,2	< 3	< 3	< 3	< 8	< 50	106	20	< 0,1
2La3	0,4	< 3	< 3	< 3	< 8	< 50	38	11	< 0,1
2La4	0,1	< 3	< 3	< 3	< 8	< 50	68	16	< 0,1
2Lb1	0,5	< 3	< 3	< 3	< 8	< 50	59	16	< 0,1
2Lb2	1,1	< 3	< 3	< 3	< 8	< 50	86	15	< 0,1
2Lb3	1,0	< 3	< 3	< 3	< 8	< 50	100	21	< 0,1
2Lb4	0,1	< 3	< 3	< 3	< 8	< 50	36	10	< 0,1
2Lc1	0,3	< 3	< 3	< 3	< 8	< 50	48	15	< 0,1
2Lc2	0,5	< 3	< 3	< 3	< 8	< 50	34	11	< 0,1
2Lc3	0,4	< 3	< 3	< 3	< 8	< 50	46	17	< 0,1
2Lc4	0,4	< 3	< 3	< 3	< 8	< 50	28	14	< 0,1

Nota: \*<sup>1</sup> composição da matéria seca da parte aérea. Determinação de Hg por absorção atômica/geração de vapor a frio e demais elementos por digestão multiácida/ICP.

TABELA 56: MÉDIA DA ANÁLISE DA COMPOSIÇÃO QUÍMICA DO MATERIAL VEGETAL (MILHETO) CULTIVADO NA ÁREA DEGRADADA APÓS APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO.

Tratamento*1	Metais pesados						Outros elementos		
	Al	Ag	Cd	Cr	Pb	Hg	Ba	Sr	Ti
	g.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	µg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	mg.kg <sup>-1</sup>	g.kg <sup>-1</sup>
2T	2,13	< 3	< 3	< 3	< 8	< 50	143,00	26,00	< 0,1
2M	2,08	< 3	< 3	< 3	< 8	< 50	86,75	20,00	< 0,1
2La	0,25	< 3	< 3	< 3	< 8	< 50	66,50	15,00	< 0,1
2Lb	0,68	< 3	< 3	< 3	< 8	< 50	70,25	15,50	< 0,1
2Lc	0,40	< 3	< 3	< 3	< 8	< 50	39,00	14,25	< 0,1

Nota: \*1 composição da matéria seca da parte aérea. Determinação de Hg por absorção atômica/geração de vapor a frio e demais elementos por digestão multiácida/ICP.

#### 8.4.6 Extração pela parte aérea de Macronutrientes pela Cultura do Milheto

TABELA 57: EXTRAÇÃO CALCULADA DE MACRONUTRIENTES PELA PARTE AEREA DO MILHETO CULTIVADO NA ÁREA DEGRADADA APÓS APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO.

Tratamento*1	Macronutrientes				
	P	K	Ca	Mg	Na
	g.ha <sup>-1</sup>	g.ha <sup>-1</sup>	g.ha <sup>-1</sup>	g.ha <sup>-1</sup>	g.ha <sup>-1</sup>
2T1	327,96	4591,51	1344,66	1213,47	32,80
2T2	596,26	6558,91	2683,19	2981,32	59,63
2T3	1744,28	13062,09	5341,85	6323,01	109,02
2T4	112,37	1573,20	449,49	404,54	11,24
2M1	2726,70	29539,21	7043,97	4771,72	227,22
2M2	710,81	9773,63	3998,30	2754,39	88,85
2M3	1179,99	13945,28	4505,40	3754,50	107,27
2M4	2221,09	32306,78	7672,86	6259,44	201,92
2La1	8687,19	60142,07	25393,32	39426,46	668,25
2La2	11478,71	68872,25	21809,55	35010,06	---
2La3	15588,77	74555,00	27788,68	48799,84	677,77
2La4	10977,93	60988,47	20126,20	35983,20	609,88
2Lb1	13784,85	96353,92	33035,63	52994,65	688,24
2Lb2	5019,54	40992,91	15895,21	35391,56	418,29
2Lb3	13265,10	93,635,98	38234,89	59302,79	1560,60
2Lb4	8390,87	51277,51	15383,25	31698,82	486,16
2Lc1	13020,16	100610,32	20713,89	45570,56	591,83
2Lc2	7787,62	73295,27	16033,34	37105,73	458,10
2Lc3	18744,34	109880,64	31671,48	46537,68	---
2Lc4	9600,98	96009,79	25802,63	47404,83	---

TABELA 58: MÉDIA EXTRAÇÃO CALCULADA DE MACRONUTRIENTES PELA PARTE AEREA DO MILHETO CULTIVADO NA ÁREA DEGRADADA APÓS APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO.

Macronutrientes					
Tratamento*1	P	K	Ca	Mg	Na
	g.ha <sup>-1</sup>	g.ha <sup>-1</sup>	g.ha <sup>-1</sup>	g.ha <sup>-1</sup>	g.ha <sup>-1</sup>
2T	695,22	6451,43	2454,80	2730,58	53,17
2M	1709,65	21391,22	5805,13	4385,01	156,32
2La	11683,15	66139,45	23779,43	39804,84	651,97
2Lb	10110,09	70565,08	25637,20	45096,98	783,32
2Lc	12288,28	94949,00	23555,33	44154,70	524,96

#### 8.4.7 Extração pela parte aérea de Micronutrientes pela Cultura do Milheto

TABELA 59: EXTRAÇÃO CALCULADA DE MICRONUTRIENTES PELA PARTE AEREA DO MILHETO CULTIVADO NA ÁREA DEGRADADA APÓS APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO.

Micronutrientes					
Tratamento*1	Cu	Mn	Mo	Zn	Fe
	g.ha <sup>-1</sup>	g.ha <sup>-1</sup>	g.ha <sup>-1</sup>	g.ha <sup>-1</sup>	g.ha <sup>-1</sup>
2T1	3,13	---	---	8,86	196,78
2T2	4,41	---	---	16,70	178,88
2T3	8,39	---	---	38,16	545,09
2T4	1,02	---	---	3,03	67,42
2M1	11,59	---	---	36,36	681,67
2M2	4,98	---	---	17,77	977,36
2M3	12,87	---	---	24,67	214,54
2M4	16,15	---	---	52,50	403,83
2La1	42,77	---	---	173,74	---
2La2	51,65	---	---	189,40	---
2La3	56,26	---	---	244,00	---
2La4	39,54	---	---	158,57	---
2Lb1	55,75	---	---	234,00	---
2Lb2	25,10	---	---	96,21	836,59
2Lb3	65,55	---	---	241,89	780,30
2Lb4	30,77	---	---	135,19	---
2Lc1	56,82	---	---	254,48	---
2Lc2	35,27	---	---	146,59	---
2Lc3	77,56	645,35	22,52	349,03	646,36
2Lc4	52,81	---	---	222,02	---



TABELA 60: MÉDIA EXTRAÇÃO CALCULADA DE MICRONUTRIENTES PELA PARTE AEREA DO MILHETO CULTIVADO NA ÁREA DEGRADADA APÓS APLICAÇÃO DE ELEVADAS DOSES DE BIOSSÓLIDO.

Micronutrientes					
Tratamento*1	Cu	Mn	Mo	Zn	Fe
	g.ha <sup>-1</sup>	g.ha <sup>-1</sup>	g.ha <sup>-1</sup>	g.ha <sup>-1</sup>	g.ha <sup>-1</sup>
2T	4,24	---	---	15,69	247,04
2M	11,40	---	---	32,82	569,35
2La	47,58	---	---	191,43	---
2Lb	44,29	---	---	176,82	808,44
2Lc	55,61	646,36	22,62	243,03	646,36

## ANEXO 3

### 8.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS EFETUADAS

#### 8.5.1 Análises Realizadas

Tanto para as análises dos dados relativos ao solo e a planta, realizou-se o teste de homogeneidade por Bartlett, Hartley e Cochran, a análise de variância e comparação de médias pelo teste de Tukey ao nível de 1 e 5% de significância. A análise de Regressão foi utilizada para a discussão dos dados. Como auxílio, utilizou-se o programa estatístico *Microsoft Statistic* e *Microsoft Excel*.

#### 8.5.2 Análises Estatísticas do Solo

Os parâmetros foram avaliados conforme descrito acima e se encontram detalhados nas tabelas abaixo.

TABELA 61: TESTE DE HOMOGENEIDADE DOS DADOS RELACIONADOS AO SOLO ATRAVÉS DO TESTE DE BARTLETT EM ASSOCIAÇÃO COM OS TESTES DE HARTLEY E COCHRAN.

Parâmetros		Hartley	Cochran	Bartlett	Graus de liberdade	Propabilidade
	Unidade	F-max	C	X <sup>2</sup>	GL	p
Al total	g.100g <sup>-1</sup>	5,188	0,426	2,651	4	0,6179
Al <sup>+3</sup>	cmol <sub>c</sub> .dm <sup>-3</sup>		0,647	5,798	3	0,1219
pH SMP		18,324	0,675	8,323	4	0,0804
pH CaCl <sub>2</sub>		33,741	0,657	10,839	4	0,0284
CTC	cmol <sub>c</sub> .dm <sup>-3</sup>	4,688	0,317	1,792	4	0,7739
V%		25,019	0,404	9,233	4	0,0555
B	mg.kg <sup>-1</sup>	2,204	0,262	0,773	4	0,9420
Ba	mg.kg <sup>-1</sup>	24,343	0,653	7,404	4	0,1166
C orgânico	g.dm <sup>-3</sup>	43,548	0,330	6,625	4	0,1571
Ca total	g.100g <sup>-1</sup>	17,940	0,777	10,369	4	0,0346
Ca <sup>+2</sup> trocável	cmol <sub>c</sub> .dm <sup>-3</sup>	8,995	0,386	3,247	4	0,5173
Ca+Mg	cmol <sub>c</sub> .dm <sup>-3</sup>	5,245	0,349	1,899	4	0,7551
Co	mg.kg <sup>-1</sup>	174,441	0,550	15,470	4	0,0038
Cr	mg.kg <sup>-1</sup>	24,744	0,481	7,117	4	0,1299
Cu	mg.kg <sup>-1</sup>	99,000	0,580	10,631	4	0,0310
Fe	g.100g <sup>-1</sup>	16,833	0,436	4,330	4	0,3632
K total	g.100g <sup>-1</sup>	13,895	0,348	4,962	4	0,2912
K <sup>+</sup> trocável*1	cmol <sub>c</sub> .dm <sup>-3</sup>	2,643	0,307	1,074	4	0,8984
K <sup>+</sup> trocável*2	cmol <sub>c</sub> .dm <sup>-3</sup>	41,126	0,417	7,958	4	0,0931
La	mg.kg <sup>-1</sup>	29,556	0,662	8,017	4	0,0910
Li	mg.kg <sup>-1</sup>	8,200	0,395	2,951	4	0,5660
Mg total	g.100g <sup>-1</sup>	12,551	0,448	3,890	4	0,4210
Mg <sup>+2</sup> trocável	cmol <sub>c</sub> .dm <sup>-3</sup>	7,522	0,411	3,616	4	0,4603
Mn total	g.100g <sup>-1</sup>		0,333	- 4,004	2	1,0000
Na total	g.100g <sup>-1</sup>		0,612	2,230	2	0,3280
Na <sup>+</sup> trocável	cmol <sub>c</sub> .dm <sup>-3</sup>	14,091	0,290	4,349	4	0,3608
Ni	mg.kg <sup>-1</sup>	11,909	0,535	4,806	4	0,3077
P total	g.100g <sup>-1</sup>		0,883	5,789	2	0,0553
P solúvel	mg.dm <sup>-3</sup>	45,480	0,569	8,818	4	0,0658
Pb	mg.kg <sup>-1</sup>	10,000	0,629	5,542	4	0,2360
Sr	mg.kg <sup>-1</sup>	3,571	0,377	1,340	4	0,8546
Ti	g.100g <sup>-1</sup>	2,737	0,323	1,008	4	0,9086
V	mg.kg <sup>-1</sup>	13,306	0,354	3,992	4	0,4152
Y	mg.kg <sup>-1</sup>	2,470	0,261	0,591	4	0,9641
Zn	mg.kg <sup>-1</sup>	17,706	0,642	7,676	4	0,1041
Zr	mg.kg <sup>-1</sup>	5,606	0,479	2,542	4	0,6372

\*1 extraído pelo método de Mehlich

\*2 extraído através de acetato de amônio.

Os parâmetros que não apresentaram homogeneidade tiveram seus valores tratados para nova submissão aos testes acima. Estes foram o Ba, Ca, Co, pHCaCl<sub>2</sub>, P

solúvel,  $K^+$  (extração em acetado de amônio) onde calculou-se  $[\log(\sqrt{x})]$ ,  $[(\sqrt{x}) + 10]$ ,  $(\sqrt{x})$ ,  $[\log(x)]$ ,  $[\log(x)]$ ,  $[\log(x) + 10]$  respectivamente.

De acordo com a análise de variância verificou-se diferença estatística entre os tratamentos apenas para o B, C orgânico, Ca, Ca trocável, Ca + Mg, Na trocável, P, P solúvel, Ti, K, Zn, Zr, pH SMP, pH em  $CaCl_2$ ,  $Al^{+3}$  e nos valores de saturação por bases, sendo realizada a comparação de médias apenas nesses parâmetros através do teste de Tukey HSD test com alfa igual a 0,05. Os resultados abaixo são das variáveis em estudo com sigma-restricted parameterization and effective hypothesis decomposition.

### ✓ Análise do Boro

TABELA 62: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO B ( $mg.kg^{-1}$ )

Coefficiente	GL	SQ	QM	F	probabilidade
Intercepto	1	308512,8	308512,8	673,1678	0
tratamentos	4	32038,7	8009,7	17,4769	0,000016
Erro	15	6874,5	458,3		**
Total	19	38913,2			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

TABELA 63: COMPARAÇÃO DE MÉDIAS PARA O B ( $mg.kg^{-1}$ )

tratamentos	Doses	Média	
2Lc	240 $Mg.ha^{-1}$	60,50	A
2Lb	120 $Mg.ha^{-1}$	107,00	AB
2T	0 $Mg.ha^{-1}$	121,25	BC
2La	60 $Mg.ha^{-1}$	158,00	CD
2M	Mineral	174,25	D

Nota: Tukey HSD test. Error: Between MS = 458,30, df = 15,000

### ✓ Análise do Bário

TABELA 64: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO Ba ( $mg.kg^{-1}$ )

Coefficiente	GL	SQ	QM	F	probabilidade
Intercepto	1	464,3581	464,3581	2198,735	0
tratamentos	4	0,0839	0,0210	0,099	0,981015
Erro	15	3,1679	0,2112		ns
Total	19	3,2518			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

✓ **Análise do Carbono orgânico**

TABELA 65: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO C (g.dm<sup>-3</sup>)

<b>Coefficiente</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>Probabilidade</b>
Intercepto	1	5653,203	5653,203	407,9048	0
tratamentos	4	486,347	121,587	8,7731	0,000739
Erro	15	207,887	13,859		**
Total	19	694,234			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

TABELA 66: COMPARAÇÃO DE MÉDIAS PARA O C (g.dm<sup>-3</sup>)

<b>tratamentos</b>	<b>Doses</b>	<b>Média</b>	
2M	Mineral	11,7000	A
2T	0 Mg.ha <sup>-1</sup>	12,1500	A
2La	60 Mg.ha <sup>-1</sup>	16,4500	A
2Lb	120 Mg.ha <sup>-1</sup>	18,5500	AB
2Lc	240 Mg.ha <sup>-1</sup>	25,2125	B

Nota: Tukey HSD test. Error: Between MS = 13,859, df = 15,000

✓ **Análise do Cálcio**

TABELA 67: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO Ca<sup>1</sup> (g.100g<sup>-1</sup>)

<b>Coefficiente</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>Probabilidade</b>
Intercepto	1	2172,090	2172,090	186631,5	0
tratamentos	4	0,525	0,131	11,3	0,0002
Erro	15	0,175	0,012		**
Total	19	0,699			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

<sup>1</sup>Ca calculado como  $[(\sqrt{x}) + 10]$

TABELA 68: COMPARAÇÃO DE MÉDIAS PARA O Ca (g.100g<sup>-1</sup>)

<b>tratamentos</b>	<b>Doses</b>	<b>Média</b>	
2T	0 Mg.ha <sup>-1</sup>	0,06	A
2M	Mineral	0,08	A
2La	60 Mg.ha <sup>-1</sup>	0,15	AB
2Lb	120 Mg.ha <sup>-1</sup>	0,27	BC
2Lc	240 Mg.ha <sup>-1</sup>	0,50	D

Nota: Tukey HSD test. Error: Between MS = 0,01164, df = 15,000

TABELA 69: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO  $\text{Ca}^{+2}$  ( $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$ )

<b>Coefficiente</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>Probabilidade</b>
Intercepto	1	1731,660	1731,660	163,4677	0
tratamentos	4	297,217	74,304	7,0143	0,002164
Erro	15	158,899	10,593		**
Total	19	456,116			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

TABELA 70: COMPARAÇÃO DE MÉDIAS PARA O  $\text{Ca}^{+2}$  ( $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$ )

<b>Tratamentos</b>	<b>Doses</b>	<b>Média</b>	
2T	0 $\text{Mg}.\text{ha}^{-1}$	4,65250	A
2M	Mineral	5,18125	A
2La	60 $\text{Mg}.\text{ha}^{-1}$	9,67250	AB
2Lc	240 $\text{Mg}.\text{ha}^{-1}$	13,22250	B
2Lb	120 $\text{Mg}.\text{ha}^{-1}$	13,796250	B

Nota: Tukey HSD test. Error: Between MS = 10,593, df = 15,000

### ✓ Análise do Cálcio + Magnésio

TABELA 71: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO  $\text{Ca}^{+2}+\text{Mg}^{+2}$  ( $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$ )

<b>Coefficiente</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>Probabilidade</b>
Intercepto	1	5611,083	5611,083	309,6881	0
Tratamentos	4	1147,78	286,945	15,8371	0,000029
Erro	15	271,777	18,118		**
Total	19	1419,558			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

TABELA 72: COMPARAÇÃO DE MÉDIAS PARA O  $\text{Ca}^{+2}+\text{Mg}^{+2}$  ( $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$ )

<b>Tratamentos</b>	<b>Doses</b>	<b>Média</b>	
2T	0 $\text{Mg}.\text{ha}^{-1}$	7,08125	A
2M	Mineral	9,22375	AB
2La	60 $\text{Mg}.\text{ha}^{-1}$	17,53375	BC
2Lb	120 $\text{Mg}.\text{ha}^{-1}$	24,07250	C
2Lc	240 $\text{Mg}.\text{ha}^{-1}$	25,83750	C

Nota: Tukey HSD test. Error: Between MS = 18,118, df = 15,000

✓ **Análise do Cobalto**

TABELA 73: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO Co<sup>1</sup> (mg.kg<sup>-1</sup>)

<b>Coefficiente</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>Probabilidade</b>
Intercepto	1	186,6174	186,6174	2411,616	0
tratamentos	4	0,5218	0,1305	1,686	0,205416
Erro	15	1,1607	0,0774		ns
Total	19	1,6826			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

<sup>1</sup>Co calculado como ( $\sqrt{x}$ ).

Em algumas das repetições dos tratamentos observou-se que o Co se encontrava abaixo do limite de detecção, devido a isso, considerou-se o limite de detecção que foi de 8 mg.kg<sup>-1</sup> para a realização da análise estatística.

✓ **Análise do Cromo**

TABELA 74: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO Cr (mg.kg<sup>-1</sup>)

<b>Coefficiente</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>Probabilidade</b>
Intercepto	1	35955,2	35955,20	975,2767	0
tratamentos	4	23,8	5,95	0,1614	0,954648
Erro	15	553,0	36,87		ns
Total	19	576,8			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

✓ **Análise do Cobre**

TABELA 75: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO Cu (mg.kg<sup>-1</sup>)

<b>Coefficiente</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>Probabilidade</b>
Intercepto	1	235,9771	235,9771	18588,87	0
tratamentos	4	0,0952	0,0238	1,87	0,167347
Erro	15	0,1904	0,0127		ns
Total	19	0,2856			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

✓ **Análise do Ferro**

TABELA 76: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO Fe (g.100g<sup>-1</sup>)

<b>Coefficiente</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>Probabilidade</b>
Intercepto	1	340,3125	340,31250	2202,670	0
tratamentos	4	0,8200	0,20500	1,327	0,3052
Erro	15	2,3175	0,15450		ns
Total	19	3,1375			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

✓ **Análise do Potássio**TABELA 77: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO K<sup>+</sup> COM EXTRATOR MEHLISH (cmol<sub>c</sub>.dm<sup>-3</sup>)

<b>Coefficiente</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>Probabilidade</b>
Intercepto	1	0,794011	0,794011	392,9938	0
tratamentos	4	0,008307	0,002077	1,0279	0,424778
Erro	15	0,030306	0,002020		ns
Total	19	0,038614			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

TABELA 78: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO K (g.100g<sup>-1</sup>)

<b>Coefficiente</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>Probabilidade</b>
Intercepto	1	2,012951	2,012951	1593,891	0
tratamentos	4	0,035130	0,008783	6,954	0,002251
Erro	15	0,018944	0,001263		**
Total	19	0,054074			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

TABELA 79: COMPARAÇÃO DE MÉDIAS PARA O K (g.100g<sup>-1</sup>)

<b>tratamentos</b>	<b>Doses</b>	<b>Média</b>	
2Lb	120 Mg.ha <sup>-1</sup>	0,28000	A
2Lc	240 Mg.ha <sup>-1</sup>	0,28000	A
2La	60 Mg.ha <sup>-1</sup>	0,30750	A
2M	Mineral	0,32500	AB
2T	0 Mg.ha <sup>-1</sup>	0,39375	B

Nota: Tukey HSD test. Error: Between MS = 0,00126, df = 15,000



TABELA 80: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO  $K^{+ (1)}$  COM EXTRATOR ACETADO DE AMÔNIO ( $\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$ )

<b>Coefficiente</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>Probabilidade</b>
Intercepto	1	1972,309	1972,309	118205,6	0
tratamentos	4	0,154	0,039	2,3	0,104983
Erro	15	0,250	0,017		ns
Total	19	0,405			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

<sup>(1)</sup> K calculado como  $[\log (x) + 10]$ .

### ✓ Análise do La

TABELA 81: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO La ( $\text{mg}.\text{kg}^{-1}$ )

<b>Coefficiente</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>Probabilidade</b>
Intercepto	1	18210,61	18210,61	680,0291	0
tratamentos	4	246,95	61,74	2,3054	0,105978
Erro	15	401,69	26,78		ns
Total	19	648,64			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

### ✓ Análise do Lítio

TABELA 82: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO Li ( $\text{mg}.\text{kg}^{-1}$ )

<b>Coefficiente</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>Probabilidade</b>
Intercepto	1	6595,712	6595,712	158,9826	0
tratamentos	4	23,323	5,831	0,1405	0,964451
Erro	15	622,305	41,487		ns
Total	19	645,628			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

### ✓ Análise do Magnésio

TABELA 83: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO Mg ( $\text{g}.\text{100g}^{-1}$ )

<b>Coefficiente</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>Probabilidade</b>
Intercepto	1	4,738511	4,738511	367,6233	0
tratamentos	4	0,054970	0,013743	1,0662	0,407287
Erro	15	0,193344	0,012890		ns
Total	19	0,248314			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

TABELA 84: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO  $Mg^{+2}$  ( $cmol_c.dm^{-3}$ )

<b>Coefficiente</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>Probabilidade</b>
Intercepto	1	1109,305	1109,305	298,1991	0
tratamentos	4	286,557	71,639	19,2578	0,000009
Erro	15	55,800	3,720		**
Total	19	342,358			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

TABELA 85: COMPARAÇÃO DE MÉDIAS PARA O  $Mg^{+2}$  ( $cmol_c.dm^{-3}$ )

<b>Tratamentos</b>	<b>Doses</b>	<b>Média</b>	
2T	0 $Mg.ha^{-1}$	2,4325	A
2M	Mineral	4,0450	AB
2La	60 $Mg.ha^{-1}$	7,8650	BC
2Lb	120 $Mg.ha^{-1}$	10,2775	CD
2Lc	240 $Mg.ha^{-1}$	12,6175	D

Nota: Tukey HSD test. Error: Between MS = 3,7200, df = 15,000

#### ✓ Análise do Manganês

TABELA 86: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO Mn ( $g.100g^{-1}$ )

<b>Coefficiente</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>Probabilidade</b>
Intercepto	1	0,006845	0,006845	456,3333	0
tratamentos	4	0,000030	0,000008	0,5000	0,736239
Erro	15	0,000225	0,000015		ns
Total	19	0,000255			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

#### ✓ Análise do Sódio

TABELA 87: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO Na ( $g.100g^{-1}$ )

<b>Coefficiente</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>Probabilidade</b>
Intercepto	1	0,012005	0,012005	35,83582	0,000025
tratamentos	4	0,000870	0,000217	0,64925	0,636106
Erro	15	0,005025	0,000335		ns
Total	19	0,005895			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

TABELA 88: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO Na<sup>+</sup> (cmol<sub>c</sub>.dm<sup>-3</sup>)

<b>Coefficiente</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>Probabilidade</b>
Intercepto	1	0,068445	0,068445	307,6180	0
tratamentos	4	0,017418	0,004354	19,5702	0,000008
Erro	15	0,003337	0,000222		**
Total	19	0,020755			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

TABELA 89: COMPARAÇÃO DE MÉDIAS PARA O Na<sup>+</sup> (cmol<sub>c</sub>.dm<sup>-3</sup>)

<b>Tratamentos</b>	<b>Doses</b>	<b>Média</b>	
2T	0 Mg.ha <sup>-1</sup>	0,02875	A
2M	Mineral	0,03375	A
2La	60 Mg.ha <sup>-1</sup>	0,05000	AB
2Lb	120 Mg.ha <sup>-1</sup>	0,07000	B
2Lc	240 Mg.ha <sup>-1</sup>	0,11000	C

Nota: Tukey HSD test. Error: Between MS = 0,00022, df = 15,000

#### ✓ **Análise do Níquel**

TABELA 90: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO Ni (mg.kg<sup>-1</sup>)

<b>Coefficiente</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>Probabilidade</b>
Intercepto	1	5200,312	5200,312	1274,847	0
Tratamentos	4	0,750	0,188	0,046	0,995565
Erro	15	61,187	4,079		ns
Total	19	61,937			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

#### ✓ **Análise do Fósforo**

TABELA 91: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO P<sup>i</sup> SOLÚVEL (mg.dm<sup>-3</sup>)

<b>Coefficiente</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>Probabilidade</b>
Intercepto	1	202,3991	202,3991	411,4541	0
Tratamentos	4	48,7095	12,1774	24,7552	0,000002
Erro	15	7,3787	0,4919		**
Total	19	56,0882			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

<sup>1</sup>P calculado como [log (x)]

TABELA 92: COMPARAÇÃO DE MÉDIAS PARA O P SOLÚVEL (mg.dm<sup>-3</sup>)

Tratamentos	Doses	Média	
2T	0 Mg.ha <sup>-1</sup>	4,39	A
2M	Mineral	6,95	A
2La	60 Mg.ha <sup>-1</sup>	53,45	B
2Lb	120 Mg.ha <sup>-1</sup>	82,75	B
2Lc	240 Mg.ha <sup>-1</sup>	155,63	B

Nota: Tukey HSD test. Error: Between MS = 0,49191, df = 15,000

TABELA 93: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO P TOTAL (g.100.g<sup>-1</sup>)

Coefficiente	GL	SQ	QM	F	Probabilidade
Intercepto	1	0,03698	0,036980	68,06135	0,000001
tratamentos	4	0,01367	0,003417	6,28988	0,003532
Erro	15	0,00815	0,000543		**
Total	19	0,02182			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

TABELA 94: COMPARAÇÃO DE MÉDIAS PARA O P TOTAL (g.100.g<sup>-1</sup>)

tratamentos	Doses	Média	
2T	0 Mg.ha <sup>-1</sup>	0,0200	A
2M	Mineral	0,0225	A
2La	60 Mg.ha <sup>-1</sup>	0,0300	A
2Lb	120 Mg.ha <sup>-1</sup>	0,0525	AB
2Lc	240 Mg.ha <sup>-1</sup>	0,0900	B

Nota: Tukey HSD test. Error: Between MS = 0,00054, df = 15,000

### ✓ Análise do Chumbo

TABELA 95: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO Pb (mg.kg<sup>-1</sup>)

Coefficiente	GL	SQ	QM	F	Probabilidade
Intercepto	1	100040,5	100040,5	1523,556	0
tratamentos	4	104,8	26,2	0,399	0,806308
Erro	15	984,9	65,7		ns
Total	19	1089,7			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

✓ **Análise do Estrôncio**TABELA 96: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO Sr (mg.kg<sup>-1</sup>)

<b>Coefficiente</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>Probabilidade</b>
Intercepto	1	13005,0	13005,00	1472,264	0
tratamentos	4	58,5	14,63	1,656	0,212326
Erro	15	132,5	8,83		ns
Total	19	191,0			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

✓ **Análise do Titânio**TABELA 97: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO Ti (g.100g<sup>-1</sup>)

<b>Coefficiente</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>Probabilidade</b>
Intercepto	1	0,117045	0,117045	436,1925	0
tratamentos	4	0,004630	0,001158	4,3137	0,016079
Erro	15	0,004025	0,000268		*
Total	19	0,008655			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

TABELA 98: COMPARAÇÃO DE MÉDIAS PARA O Ti (g.100.g<sup>-1</sup>)

<b>tratamentos</b>	<b>Doses</b>	<b>Média</b>	
2Lc	240 Mg.ha <sup>-1</sup>	0,0525	A
2Lb	120 Mg.ha <sup>-1</sup>	0,0650	AB
2T	0 Mg.ha <sup>-1</sup>	0,0850	AB
2La	60 Mg.ha <sup>-1</sup>	0,0875	AB
2M	Mineral	0,0925	B

Nota: Tukey HSD test. Error: Between MS = 0,00027, df = 15,000

✓ **Análise do Vanádio**TABELA 99: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO V (mg.kg<sup>-1</sup>)

<b>Coefficiente</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>Probabilidade</b>
Intercepto	1	74298,05	74298,05	806,8567	0
tratamentos	4	217,70	54,42	0,5910	0,674337
Erro	15	1381,25	92,08		ns
Total	19	1598,95			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

✓ **Análise do Y**

TABELA 100: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO Y (mg.kg<sup>-1</sup>)

<b>Coefficiente</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>Probabilidade</b>
Intercepto	1	889,1111	889,1111	369,3920	0
tratamentos	4	1,6870	0,4217	0,1752	0,947697
Erro	15	36,1044	2,407		ns
Total	19	37,7914			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

✓ **Análise do Zinco**

TABELA 101: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO Zn (mg.kg<sup>-1</sup>)

<b>Coefficiente</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>Probabilidade</b>
Intercepto	1	86658,61	86658,61	893,4261	0
tratamentos	4	2031,70	507,93	5,2366	0,007643
Erro	15	1454,94	97		**
Total	19	3486,64			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

TABELA 102: COMPARAÇÃO DE MÉDIAS PARA O Zn (mg.kg<sup>-1</sup>)

<b>Tratamentos</b>	<b>Doses</b>	<b>Média</b>	
2M	Mineral	58,500	A
2T	0 Mg.ha <sup>-1</sup>	58,875	A
2La	60 Mg.ha <sup>-1</sup>	59,750	A
2Lb	120 Mg.ha <sup>-1</sup>	67,000	AB
2Lc	240 Mg.ha <sup>-1</sup>	85,000	B

Nota: Tukey HSD test. Error: Between MS = 96,996, df = 15,000

✓ **Análise do Zircônio**

TABELA 103: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO Zr (mg.kg<sup>-1</sup>)

<b>Coefficiente</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>Probabilidade</b>
Intercepto	1	14364,8	14364,8	312,2783	0
tratamentos	4	605,2	151,3	3,2891	0,040039
Erro	15	690,0	46,0		*
Total	19	1295,2			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

TABELA 104: COMPARAÇÃO DE MÉDIAS PARA O Zr (mg.kg<sup>-1</sup>)

tratamentos	Doses	Média	
2Lc	240 Mg.ha <sup>-1</sup>	18,25	A
2Lb	120 Mg.ha <sup>-1</sup>	22,25	A
2La	60 Mg.ha <sup>-1</sup>	30,75	A
2M	Mineral	31,25	A
2T	0 Mg.ha <sup>-1</sup>	31,50	A

Nota: Tukey HSD test. Error: Between MS = 46,000, df = 15,000

### ✓ Análise do pH

TABELA 105: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO pH CaCl<sub>2</sub>0,01M

Coefficiente	GL	SQ	QM	F	Probabilidade
Intercepto	1	53,84706	53,84706	7975,005	0
tratamentos	4	0,49891	0,12473	18,473	0,000012
Erro	15	0,10128	0,00675		**
Total	19	0,60019			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

TABELA 106: COMPARAÇÃO DE MÉDIAS PARA O pH CaCl<sub>2</sub>0,01M

Tratamentos	Doses	Média	
2T	0 Mg.ha <sup>-1</sup>	3,31	A
2M	Mineral	4,48	A
2La	60 Mg.ha <sup>-1</sup>	5,10	AB
2Lb	120 Mg.ha <sup>-1</sup>	5,63	BC
2Lc	240 Mg.ha <sup>-1</sup>	6,69	C

Nota: Tukey HSD test. Error: Between MS = 0,00675, df = 15,000

TABELA 107: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO pH SMP

Coefficiente	GL	SQ	QM	F	Probabilidade
Intercepto	1	621,0551	621,0551	3066,308	0
tratamentos	4	18,8493	4,7123	23,266	0,000003
Erro	15	3,0381	0,2025		**
Total	19	21,8874			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

TABELA 108: COMPARAÇÃO DE MÉDIAS PARA O pH SMP

tratamentos	Doses	Média	
2T	0 Mg.ha <sup>-1</sup>	4,3875	A
2M	Mineral	4,6750	AB
2La	60 Mg.ha <sup>-1</sup>	5,6375	BC
2Lb	120 Mg.ha <sup>-1</sup>	6,1000	CD
2Lc	240 Mg.ha <sup>-1</sup>	7,0625	D

Nota: Tukey HSD test. Error: Between MS = 0,20254, df = 15,000

### ✓ Análise do Alumínio

TABELA 109: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO Al (g.100g<sup>-1</sup>)

Coefficiente	GL	SQ	QM	F	Probabilidade
Intercepto	1	569,2445	569,2445	17515,22	0
tratamentos	4	0,078	0,0195	0,6	0,668373
Erro	15	0,4875	0,0325		ns
Total	19	0,5655			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

TABELA 110: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO Al<sup>3+</sup> (cmol<sub>c</sub>.dm<sup>-3</sup>)

Coefficiente	GL	SQ	QM	F	Probabilidade
Intercepto	1	335,7901	335,7901	39,92808	0,000014
tratamentos	4	397,4692	99,3673	11,81555	0,000155
Erro	15	126,1481	8,4099		**
Total	19	523,6174			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

TABELA 111: COMPARAÇÃO DE MÉDIAS PARA O Al<sup>3+</sup> (cmol<sub>c</sub>.dm<sup>-3</sup>)

Tratamentos	Doses	Média	
2Lc	240 Mg.ha <sup>-1</sup>	0	A
2Lb	120 Mg.ha <sup>-1</sup>	0,7375	A
2La	60 Mg.ha <sup>-1</sup>	1,0375	A
2M	Mineral	7,5375	B
2T	0 Mg.ha <sup>-1</sup>	11,175	B

Nota: Tukey HSD test. Error: Between MS = 8,4099, df = 15,000



✓ **Análise da saturação por bases**

TABELA 112: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO V%

<b>Coefficiente</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>Probabilidade</b>
Intercepto	1	78295,38	78295,38	703,6985	0
tratamentos	4	11675,38	2918,85	26,2338	0,000001
Erro	15	1668,94	111,26		**
Total	19	13344,32			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

TABELA 113: COMPARAÇÃO DE MÉDIAS PARA O V%

<b>tratamentos</b>	<b>Doses</b>	<b>Média</b>	
2T	0 Mg.ha <sup>-1</sup>	28,55802	A
2M	Mineral	40,08715	A
2La	60 Mg.ha <sup>-1</sup>	71,9351	B
2Lb	120 Mg.ha <sup>-1</sup>	80,71327	B
2Lc	240 Mg.ha <sup>-1</sup>	91,54704	B

Nota: Tukey HSD test. Error: Between MS = 111,260, df = 15,000

✓ **Análise da capacidade de troca de cátions**

TABELA 114: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DA CTC

<b>Coefficiente</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>Probabilidade</b>
Intercepto	1	13600,72	13600,72	1012,357	0
tratamentos	4	139,14	34,79	2,589	0,079223
Erro	15	201,52	13,43		ns
Total	19	340,66			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

## 8.5.3 Análises da Planta

Os parâmetros foram avaliados conforme descrito anteriormente para os parâmetros acima, se encontram detalhados nas tabelas abaixo.

TABELA 115: TESTE DE HOMOGENEIDADE DOS DADOS RELACIONADOS AOS TEORES NA PLANTA ATRAVÉS DO TESTE DE BARTLETT EM ASSOCIAÇÃO COM OS TESTES DE HARTLEY E COCHRAN.

Parâmetros		Hartley	Cochran	Bartlett	Graus de liberdade	Propabilidade
	Unidade	F-max	C	X <sup>2</sup>	GL	P
Al	g.100g <sup>-1</sup>	28,048	0,487	8,988	4	0,0614
Ba	mg.kg <sup>-1</sup>	51,978	0,560	8,412	4	0,0776
Ca	g.100g <sup>-1</sup>	5,515	0,353	2,406	4	0,6616
Cu	mg.kg <sup>-1</sup>	9,023	0,570	4,807	4	0,3077
Fe	g.100g <sup>-1</sup>		0,894	5,459	4	0,0652
K	g.100g <sup>-1</sup>	12,750	0,364	3,740	4	0,4423
Mg	g.100g <sup>-1</sup>	7,579	0,429	2,766	4	0,5977
P	g.100g <sup>-1</sup>	11,778	0,461	3,872	4	0,4236
Sr	mg.kg <sup>-1</sup>	8,640	0,424	3,110	4	0,5395
Zn	mg.kg <sup>-1</sup>	6,011	0,527	3,217	4	0,5222
Material seca	kg.ha <sup>-1</sup>	16,999	0,662	7,320	4	0,1199

De acordo com a análise de variância verificou-se diferença estatística entre os tratamentos apenas para o Al, Ba, Fe, K, Mg, P, Sr, Zn e na produção de matéria seca, sendo realizada a comparação de médias apenas nesses parâmetros através do teste de Tukey HSD test com alfa igual a 0,05. Os resultados abaixo são das variáveis em estudo com sigma-restricted parameterization and effective hypothesis decomposition.

#### ✓ Análise do Alumínio

TABELA 116: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO Al (g.100g<sup>-1</sup>)

Coefficiente	GL	SQ	QM	F	Probabilidade
Intercepto	1	1555,322	1555,322	16151,63	0
tratamentos	4	2,601	0,650	6,75	0,002575
Erro	15	1,444	0,096		**
Total	19	4,045			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

TABELA 117: COMPARAÇÃO DE MÉDIAS PARA O Al (g.100g<sup>-1</sup>)

tratamentos	Doses	Média	
2La	60 Mg.ha <sup>-1</sup>	0,213	A
2Lc	240 Mg.ha <sup>-1</sup>	0,208	AB
2Lb	120 Mg.ha <sup>-1</sup>	0,025	ABC
2M	Mineral	0,068	BC
2T	0 Mg.ha <sup>-1</sup>	0,040	C

Nota: Tukey HSD test. Error: Between MS = 0,09630, df = 15,000

O parâmetro Al não apresentou homogeneidade nos testes acima e por isso teve seus valores tratados ( $\log(x) + 10$ ) para nova submissão aos testes.

### ✓ Análise do Bário

TABELA 118: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO Ba ( $\text{mg.kg}^{-1}$ )

<b>Coefficiente</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>Probabilidade</b>
Intercepto	1	131544,2	131544,2	77,07517	0
tratamentos	4	23867,3	5966,8	3,49612	0,033034
Erro	15	25600,5	1706,7		*
Total	19	49467,8			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

TABELA 119: COMPARAÇÃO DE MÉDIAS PARA O Ba ( $\text{mg.kg}^{-1}$ )

<b>tratamentos</b>	<b>Doses</b>	<b>Média</b>	
2Lc	240 $\text{Mg.ha}^{-1}$	39,0000	A
2La	60 $\text{Mg.ha}^{-1}$	66,5000	AB
2Lb	120 $\text{Mg.ha}^{-1}$	70,2500	AB
2M	Mineral	86,7500	AB
2T	0 $\text{Mg.ha}^{-1}$	143,0000	B

Nota: Tukey HSD test. Error: Between MS = 1706,7, df = 15,000

### ✓ Análise do Cálcio

TABELA 120: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO Ca ( $\text{g.100g}^{-1}$ )

<b>Coefficiente</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>Probabilidade</b>
Intercepto	1	3,288605	3,288605	958,3113	0
tratamentos	4	0,009620	0,002405	0,7008	0,603358
Erro	15	0,051475	0,003432		ns
Total	19	0,061095			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

✓ **Análise do Cobre**TABELA 121: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO Cu (mg.kg<sup>-1</sup>)

<b>Coefficiente</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>Probabilidade</b>
Intercepto	1	1309,771	1309,771	376,7364	0
tratamentos	4	13,232	3,308	0,9515	0,461844
Erro	15	52,149	3,477		ns
Total	19	65,381			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

✓ **Análise do Ferro**TABELA 122: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO Fe (g.100g<sup>-1</sup>)

<b>Coefficiente</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>Probabilidade</b>
Intercepto	1	0,013005	0,013005	30,60000	0,000058
tratamentos	4	0,006520	0,001630	3,83529	0,02431
Erro	15	0,006375	0,000425		*
Total	19	0,012895			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

TABELA 123: COMPARAÇÃO DE MÉDIAS PARA O Fe (g.100g<sup>-1</sup>)

<b>tratamentos</b>	<b>Doses</b>	<b>Média</b>	
2La	60 Mg.ha <sup>-1</sup>	0,010000	A
2Lc	240 Mg.ha <sup>-1</sup>	0,010000	A
2Lb	120 Mg.ha <sup>-1</sup>	0,012500	A
2M	Mineral	0,045000	A
2T	0 Mg.ha <sup>-1</sup>	0,050000	A

Nota: Tukey HSD test. Error: Between MS = 0,00043, df = 15,000

✓ **Análise do Potássio**TABELA 124: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO K (g.100g<sup>-1</sup>)

<b>Coefficiente</b>	<b>GL</b>	<b>SQ</b>	<b>QM</b>	<b>F</b>	<b>Probabilidade</b>
Intercepto	1	33,48872	33,48872	1436,051	0
tratamentos	4	0,81188	0,20297	8,704	0,000769
Erro	15	0,34980	0,02332		**
Total	19	1,16168			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

TABELA 125: COMPARAÇÃO DE MÉDIAS PARA O K (g.100g<sup>-1</sup>)

tratamentos	Doses	Média	
2La	60 Mg.ha <sup>-1</sup>	1,050000	A
2Lb	120 Mg.ha <sup>-1</sup>	1,170000	A
2T	0 Mg.ha <sup>-1</sup>	1,275000	A
2M	Mineral	1,325000	AB
2Lc	240 Mg.ha <sup>-1</sup>	1,650000	B

Nota: Tukey HSD test. Error: Between MS = 0,02332, df = 15,000

### ✓ Análise do Magnésio

TABELA 126: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO Mg (g.100g<sup>-1</sup>)

Coefficiente	GL	SQ	QM	F	Probabilidade
Intercepto	1	6,809445	6,809445	1294,161	0
tratamentos	4	0,691330	0,172833	32,847	0,0
Erro	15	0,078925	0,005262		**
Total	19	0,770255			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

TABELA 127: COMPARAÇÃO DE MÉDIAS PARA O Mg (g.100g<sup>-1</sup>)

tratamentos	Doses	Média	
2M	Mineral	0,295000	A
2T	0 Mg.ha <sup>-1</sup>	0,452500	A
2La	60 Mg.ha <sup>-1</sup>	0,627500	B
2Lb	120 Mg.ha <sup>-1</sup>	0,770000	B
2Lc	240 Mg.ha <sup>-1</sup>	0,772500	B

Nota: Tukey HSD test. Error: Between MS = 0,00526, df = 15,000

### ✓ Análise do Fósforo

TABELA 128: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO P (g.100g<sup>-1</sup>)

Coefficiente	GL	SQ	QM	F	Probabilidade
Intercepto	1	0,489845	0,489845	319,8118	0
tratamentos	4	0,032680	0,008170	5,3341	0,007093
Erro	15	0,022975	0,001532		**
Total	19	0,055655			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

TABELA 129: COMPARAÇÃO DE MÉDIAS PARA O P (g.100g<sup>-1</sup>)

tratamentos	Doses	Média	
2M	Mineral	0,105000	A
2T	0 Mg.ha <sup>-1</sup>	0,115000	A
2Lb	120 Mg.ha <sup>-1</sup>	0,167500	AB
2La	60 Mg.ha <sup>-1</sup>	0,185000	AB
2Lc	240 Mg.ha <sup>-1</sup>	0,210000	B

Nota: Tukey HSD test. Error: Between MS = 0,00153, df = 15,000

### ✓ Análise do Estrôncio

TABELA 130: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO Sr (mg.kg<sup>-1</sup>)

Coefficiente	GL	SQ	QM	F	Probabilidade
Intercepto	1	6588,450	6588,450	258,8782	0
tratamentos	4	388,800	97,200	3,8193	0,024669
Erro	15	381,750	25,450		*
Total	19	770,550			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

TABELA 131: COMPARAÇÃO DE MÉDIAS PARA O Sr (mg.kg<sup>-1</sup>)

tratamentos	Doses	Média	
2Lc	240 Mg.ha <sup>-1</sup>	14,25000	A
2La	60 Mg.ha <sup>-1</sup>	15,00000	AB
2Lb	120 Mg.ha <sup>-1</sup>	15,50000	AB
2M	Mineral	20,00000	AB
2T	0 Mg.ha <sup>-1</sup>	26,00000	B

Nota: Tukey HSD test. Error: Between MS = 25,450, df = 15,000

### ✓ Análise do Zinco

TABELA 132: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO Zn (mg.kg<sup>-1</sup>)

Coefficiente	GL	SQ	QM	F	Probabilidade
Intercepto	1	18361,80	1861,80	540,0529	0
tratamentos	4	838,20	209,55	6,1632	0,003861
Erro	15	510,00	34,00		**
Total	19	1348,20			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

TABELA 133: COMPARAÇÃO DE MÉDIAS PARA O Zn ( $\text{mg.kg}^{-1}$ )

tratamentos	Doses	Média	
2M	Mineral	21,25000	A
2Lb	120 $\text{Mg.ha}^{-1}$	29,25000	AB
2T	0 $\text{Mg.ha}^{-1}$	29,25000	AB
2La	60 $\text{Mg.ha}^{-1}$	30,25000	AB
2Lc	240 $\text{Mg.ha}^{-1}$	41,50000	B

Nota: Tukey HSD test. Error: Between MS = 34,000, df = 15,000

#### ✓ Análise da matéria seca

TABELA 134: ANÁLISE DE VARIÂNCIA A PRODUÇÃO DE MATÉRIA SECA DO MILHETO ( $\text{kg.ha}^{-1}$ )

Coefficiente	GL	SQ	QM	F	Probabilidade
Intercepto	1	321370670	321370670	351,8508	0
tratamentos	4	119780099	29945025	32,7851	0
Erro	15	13700581	913372		**
Total	19	133480680			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

TABELA 135: COMPARAÇÃO DE MÉDIAS PARA A PRODUÇÃO DE MATÉRIA SECA DO MILHETO ( $\text{kg.ha}^{-1}$ )

tratamentos	Doses	Média	
2T	0 $\text{Mg.ha}^{-1}$	531,694	A
2M	Mineral	1563,162	A
2La	60 $\text{Mg.ha}^{-1}$	5740,847	B
2Lb	120 $\text{Mg.ha}^{-1}$	5882,491	B
2Lc	240 $\text{Mg.ha}^{-1}$	6324,595	B

Nota: Tukey HSD test. Error: Between MS = 9134E2,0, df = 15,000

#### 8.5.4 Análises da Extração pela Parte Aérea das Plantas

Os parâmetros foram avaliados conforme descrito anteriormente para os parâmetros acima, se encontram detalhados nas tabelas abaixo.

TABELA 136: TESTE DE HOMOGENEIDADE DOS DADOS RELACIONADOS AOS TEORES NA PLANTA ATRAVÉS DO TESTE DE BARTLETT EM ASSOCIAÇÃO COM OS TESTES DE HARTLEY E COCHRAN.

Parâmetros		Hartley	Cochran	Bartlett	Graus de liberdade	Propabilidade
	Unidade	F-max	C	X <sup>2</sup>	GL	P
P	g.ha <sup>-1</sup>	3,5236	0,3395	1,8891	4	0,756152
K	g.ha <sup>-1</sup>	34,3076	9,4745	9,4745	4	0,050273
Ca	g.ha <sup>-1</sup>	10,9837	0,5253	5,0158	4	0,285680
Mg	g.ha <sup>-1</sup>	7,5782	0,4560	4,4495	4	0,348577
Cu	g.ha <sup>-1</sup>	29,4776	0,5607	6,8900	4	0,141818
Zn	g.ha <sup>-1</sup>	33,1682	0,6612	8,1618	4	0,085828
Fe	g.ha <sup>-1</sup>	56,4537	0,5548	9,3407	4	0,053124

Os parâmetros que não apresentaram homogeneidade tiveram seus valores tratados para nova submissão aos testes acima. Estes foram o P, Ca, Mg, Cu e Zn onde calculou-se  $[\sqrt{x}]$  para o P, Ca e Mg e  $[\log(x)]$  para Cu e Zn.

De acordo com a análise de variância verificou-se diferença estatística entre os tratamentos apenas para o P, K, Ca, Mg, Cu e Fe, sendo realizada a comparação de médias apenas nesses parâmetros através do teste de Tukey HSD test com alfa igual a 0,05. Os resultados abaixo são das variáveis em estudo com sigma-restricted parameterization and effective hypothesis decomposition.

#### ✓ Análise do Fósforo

TABELA 137: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO P <sup>1</sup> (g.ha <sup>-1</sup> )					
Coefficiente	GL	SQ	QM	F	Probabilidade
Intercepto	1	115128,5	115128,5	405,987	0
tratamentos	4	26563,3	6640,8	23,418	0,000003
Erro	15	4253,6	283,6		**
Total	19	30817,0			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

<sup>1</sup>P calculado como  $[(\sqrt{x})]$



TABELA 138: COMPARAÇÃO DE MÉDIAS PARA O P (g.ha<sup>-1</sup>)

tratamentos	Doses	Média	
2T	0 Mg.ha <sup>-1</sup>	695,22	A
2M	Mineral	1709,65	A
2Lb	120 Mg.ha <sup>-1</sup>	10110,09	B
2La	60 Mg.ha <sup>-1</sup>	11683,15	B
2Lc	240 Mg.ha <sup>-1</sup>	12288,28	B

Nota: Tukey HSD test. Error: Between MS = 283,58, df = 15,000

### ✓ Análise do Potássio

TABELA 139: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO K<sup>1</sup> (g.ha<sup>-1</sup>)

Coefficiente	GL	SQ	QM	F	Probabilidade
Intercepto	1	5,387061E+10	5,387061E+10	215,09	0
tratamentos	4	2,160289E+10	5,400722E+09	21,56	0,000004
Erro	15	3,756843E+09	2,504562E+08		**
Total	19	2,535973E+10			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

<sup>1</sup>K calculado como  $[(\sqrt{x})]$

TABELA 140: COMPARAÇÃO DE MÉDIAS PARA O K (g.ha<sup>-1</sup>)

tratamentos	Doses	Média	
2T	0 Mg.ha <sup>-1</sup>	6451,43	A
2M	Mineral	21391,22	A
2La	60 Mg.ha <sup>-1</sup>	66139,45	B
2Lb	120 Mg.ha <sup>-1</sup>	70565,08	B
2Lc	240 Mg.ha <sup>-1</sup>	94949,00	B

Nota: Tukey HSD test. Error: Between MS = 2505E5, df = 15,000

### ✓ Análise do Cálcio

TABELA 141: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO Ca<sup>1</sup> (g.ha<sup>-1</sup>)

Coefficiente	GL	SQ	QM	F	Probabilidade
Intercepto	1	273026,5	273026,5	519,53	0
tratamentos	4	44018,2	11004,5	20,94	0,000005
Erro	15	7883,0	525,5		**
Total	19	51901,1			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

<sup>1</sup>Ca calculado como  $[(\sqrt{x})]$

TABELA 142: COMPARAÇÃO DE MÉDIAS PARA O Ca (g.ha<sup>-1</sup>)

tratamentos	Doses	Média	
2T	0 Mg.ha <sup>-1</sup>	2454,80	A
2M	Mineral	5805,13	A
2Lc	240 Mg.ha <sup>-1</sup>	23555,33	B
2Lb	120 Mg.ha <sup>-1</sup>	25637,20	B
2La	60 Mg.ha <sup>-1</sup>	23779,43	B

Nota: Tukey HSD test. Error: Between MS = 525,53, df = 15,000

### ✓ Análise do Magnésio

TABELA 143: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO Mg<sup>1</sup> (g.ha<sup>-1</sup>)

Coefficiente	GL	SQ	QM	F	Probabilidade
Intercepto	1	429062,0	429062,0	1004,47	0
tratamentos	4	109219,2	27304,8	63,92	0,0000000
Erro	15	6407,3	427,2		**
Total	19	115626,5			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

<sup>1</sup>Mg calculado como  $[(\sqrt{x})]$

TABELA 144: COMPARAÇÃO DE MÉDIAS PARA O Mg (g.ha<sup>-1</sup>)

tratamentos	Doses	Média	
2T	0 Mg.ha <sup>-1</sup>	2730,58	A
2M	Mineral	4385,01	A
2La	60 Mg.ha <sup>-1</sup>	39804,84	B
2Lc	240 Mg.ha <sup>-1</sup>	44154,70	B
2Lb	120 Mg.ha <sup>-1</sup>	45096,98	B

Nota: Tukey HSD test. Error: Between MS = 427,15, df = 15,000

### ✓ Análise do Cobre

TABELA 145: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO Cu<sup>1</sup> (g.ha<sup>-1</sup>)

Coefficiente	GL	SQ	QM	F	Probabilidade
Intercepto	1	34,349	34,349	656,9649	0
tratamentos	4	4,437	1,109	21,2169	0,000005
Erro	15	0,784	0,052		**
Total	19	5,221			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

<sup>1</sup>Cu calculado como  $[\log(x)]$

TABELA 146: COMPARAÇÃO DE MÉDIAS PARA O Cu (g.ha<sup>-1</sup>)

tratamentos	Doses	Média	
2T	0 Mg.ha <sup>-1</sup>	4,24	A
2M	Mineral	11,40	B
2Lb	120 Mg.ha <sup>-1</sup>	44,29	C
2La	60 Mg.ha <sup>-1</sup>	47,58	C
2Lc	240 Mg.ha <sup>-1</sup>	55,61	C

Nota: Tukey HSD test. Error: Between MS = 0,05228, df = 15,000

### ✓ Análise do Ferro

TABELA 147: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO Fe (g.ha<sup>-1</sup>)

Coefficiente	GL	SQ	QM	F	Probabilidade
Intercepto	1	5335061	5335061	133,5859	0
tratamentos	4	400768	100192	2,5087	0,086
Erro	15	599059	39937		*
Total	19	999827			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

TABELA 148: COMPARAÇÃO DE MÉDIAS PARA O Fe (g.ha<sup>-1</sup>)

tratamentos	Doses	Média	
2T	0 Mg.ha <sup>-1</sup>	247,042	A
2Lc	240 Mg.ha <sup>-1</sup>	532,835	A
2La	60 Mg.ha <sup>-1</sup>	569,213	A
2M	Mineral	569,353	A
2Lb	120 Mg.ha <sup>-1</sup>	663,963	A

Nota: Tukey HSD test. Error: Between MS = 39937, df = 15,000

### ✓ Análise do Zinco

TABELA 149: ANÁLISE DE VARIÂNCIA DO Zn<sup>1</sup> (g.ha<sup>-1</sup>)

Coefficiente	GL	SQ	QM	F	Probabilidade
Intercepto	1	70,646	70,646	1085,976	0
tratamentos	4	5,362	1,340	20,606	0,000006
Erro	15	0,976	0,0650		**
Total	19	6,338			

Nota: GL: graus de liberdade; SQ: soma dos quadrados; F: F-teste; \*\* significativo ao nível de 1%; \* significativo ao nível de 5%; ns: não significativo.

<sup>1</sup>Zn calculado como [log (x)]

TABELA 150: COMPARAÇÃO DE MÉDIAS PARA O Zn (g.ha<sup>-1</sup>)

tratamentos	Doses	Média	
2T	0 Mg.ha <sup>-1</sup>	16,69	A
2M	Mineral	32,82	A
2Lb	120 Mg.ha <sup>-1</sup>	176,82	B
2La	60 Mg.ha <sup>-1</sup>	191,43	B
2Lc	240 Mg.ha <sup>-1</sup>	243,03	B

Nota: Tukey HSD test. Error: Between MS = 0,06505, df = 15,000.